

Vegetatiekartering en monitoring van twee graslanden in het Lauwersmeergebied
in 1998 & 2002

**Vegetatiekartering en monitoring van twee graslanden in het
Lauwersmeergebied
in 1998 & 2002**

**M.E. Sanders
G.M. Dirkse
P.A. Slim**

Alterra-rapport 1136

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Sanders, M.E., G.M. Dirkse & P.A. Slim, 2005. *Vegetatiekartering en monitoring van twee graslanden in het Lauwersmeergebied in 1998 & 2002* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1136. 93 blz.; 7 fig.; 6 tab.; 56 ref.

Dit rapport beschrijft een objectieve en flexibele methode voor vegetatiekartering die uitermate geschikt is voor monitoring. De keuzes die karteerders moeten maken in het veld worden geminimaliseerd en de methode is breed toepasbaar voor allerlei doelen. Een ruimtelijk representatieve set van vegetatieopnames en pq's wordt verkregen met een systematische steekproef. In het veld worden de locaties tot op een cm nauwkeurig uitgezet. Alle plantensoorten worden er genoteerd en de bedekking ervan geschat. Classificatie van opnamen tot vegetatietypen en interpolatie tot een kaart worden na het veldwerk uitgevoerd. Classificaties, interpretaties en verklaringen verouderen, maar vegetatieopnamen houden altijd hun waarde. Met het verstrijken van de tijd zullen de opnamen zelfs steeds waardevoller blijken. Honderd jaar verder vertelt een vegetatieopname precies hoe de vegetatie er uit zag. In de loop van de tijd zullen er ook van steeds meer plekken gedetailleerde gegevens beschikbaar komen. Een typologie mag dan wel onderbouwd zijn met opnamen, maar het is nooit zeker of de soorten ook daadwerkelijk in een kaartvlak voorkomen. Tevens is het onbekend welke processen of soorten er in de toekomst belangrijk worden. Het vastleggen van veldgegevens in het keurslijf van thema's, typologieën en maar enkele Rode Lijst-soorten zal op termijn dus steeds minder toereikend zijn om toekomstige vragen te beantwoorden.

Trefwoorden: vegetatiekartering, monitoring, steekproef, vegetatieopname, permanent kwadraat, duinvallei, successie, verzuring, ontwikkeling, sequentiele kaarten

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 25,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1136. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Probleem	13
1.2 Doel	14
1.3 Aanpak	14
1.4 Terreinbeschrijving	16
2 Werkwijze	19
2.1 Voorbereiding	19
2.2 Veldwerk	22
2.3 Vegetatieclassificatie	23
2.4 Kartering	24
2.5 Analyse van veranderingen	26
3 Resultaten	27
3.1 Flora	27
3.2 Vegetatieclassificatie en ontwikkeling	30
3.2.1 Ontwikkeling 1980-1998	30
3.2.2 Ontwikkeling 1998-2002	31
3.3 Ecologische interpretatie	33
3.4 Opnamedichtheid	36
4 Discussie	39
4.1 Inhoudelijke aspecten	39
4.2 Ruimtelijke aspecten	40
4.3 Frequentie	43
5 Conclusies en aanbevelingen	45
Literatuur	47
Bijlage 1 Rijksdriehoek-coördinaten van opnamelocaties	53
Bijlage 2 Beschrijving vegetatietypen	57
Bijlage 3 Summary	63
Bijlage 4 Met TWINSPAN geordende soorten-opnamen-vegetatietabel.	73
Bijlage 5 Kaarten van 'De Lasten' en 'Het Landje van Juffrouw Alie'.	83

Woord vooraf

Op 25 mei 1998 verleende Staatsbosbeheer Fryslân (SBB) het toenmalige IBN-DLO (thans Alterra) opdracht om de vegetatie te karteren (schaal 1:5000) van twee hooilanden in het Lauwersmeer. De kartering moest dienen als eerste ronde voor monitoring. Monitoring is nodig om te weten of de hooilanden veranderen door bijvoorbeeld verzuring, verdroging of vermesting. Bos en struweel konden buiten beschouwing blijven. Alterra ontwikkelt een methode van vegetatiekartering waarmee monitoring voor vele doelen optimaal mogelijk wordt. In 2002 werd de vervolgekartering gefinancierd door het SEO-onderzoekbudget 'Virtuele Groene Ruimte' van Alterra. De karteringen zijn in 2003 verwerkt. Doel van dit project was de bruikbaarheid van de nieuwe methode te toetsen en de methode waar mogelijk verder te ontwikkelen. De auteurs bedanken S.M.H. Hochstenbach, R.M.A. Wegman, G.P.F. Martakis en H.F. van Dobben voor hun bijdrage aan het veldwerk, de GIS-verwerking, het trekken van de steekproef en het becommentariëren van de tekst. We bedanken tevens het ingenieursbureau Oranjewoud voor de zeer nauwkeurige DGPS-positiebepaling van de opnamepunten en Staatsbosbeheer, H. Boll en J. Willems, voor hun gastvrijheid en behulpzaamheid.

Samenvatting

Vegetatiekartering wordt gebruikt om de ruimtelijke verspreiding van plantengemeenschappen vast te leggen, te analyseren en te presenteren. Terreinbeherende organisaties plannen en evalueren hun beheer met behulp van vegetatiekaarten. Karteerders lopen daarbij tegen de volgende problemen aan: het trekken van grenzen in graduele overgangen, het karteren van mozaïektypen, typen worden aangepast tijdens de kartering omdat ze niet goed op de veldsituatie passen. Achteraf, bij kaartvergelijking, is vaak niet meer te achterhalen hoe scherp de grenzen eigenlijk waren, waar in het kaartvlak een type uit het mozaïek voorkwam en uit welke soorten de plantengemeenschap van het betreffende kaartvlak precies bestond. Door deze 'karterproblemen' zijn de aangetoonde 'vegetatieveranderingen' met sequentiele vegetatiekaarten onzeker. Monitoring door middel van permanente quadraten (pq's: herhaalde vegetatieopnamen op dezelfde plek) geeft zeer nauwkeurig de veranderingen in de soortensamenstelling, maar de pq's bedekken echter een beperkte oppervlakte van het terrein.

De methode die wij voorstellen, probeert een oplossing te zoeken voor deze karterproblemen door het veldwerk zoveel mogelijk te objectiveren. De belangrijkste vraag is: Hoe kan vegetatiekartering worden geobjectiveerd zonder haar flexibiliteit te verliezen? Objectiviteit betekent het bepalen van de feiten zonder de invloed van een oordeel of de intuïtie van een persoon. Het moeten maken van keuzen gebaseerd op oordeel of intuïtie tijdens het veldwerk proberen we te beperken. Er worden dus geen grenzen getrokken of typen benoemd tijdens het veldwerk. De methode behelst een ruimtelijk representatieve set van vegetatieopnamen en pq's. De methode is toegepast op twee soortenrijke graslanden van samen ca. 55 ha in het Lauwersmeer in 1998 en herhaald in 2002.

De voorgestelde vegetatiekartering bestaat uit vijf fasen: 1 voorbereiding; 2 veldwerk; 3 classificatie; 4 het maken van kaarten; 5. analyse van veranderingen.

Ad 1. Onderdelen van de voorbereiding zijn: uitvoeren luchtfotoïnterpretatie; keuze aantal vegetatieopnamen (pq's) en de steekproefmethode, en vervolgens het trekken van een steekproef. Luchtfoto's ondersteunen de kartering bij het onderscheiden van scherpe vegetatiegrenzen en van kleine, scherp begrensde afwijkende begroeiingen. De geïnterpreteerde vegetatiepatronen zijn: dichte rietvegetatie, het krekpatroon en de zeekraalvegetatie. De grenzen zijn in het veld gecontroleerd. Voor het vaststellen van het aantal te maken vegetatieopnamen hanteren we voorlopig de vuistregel van 1 opname/ha, met een minimum van ca. 100 opnamen. In 2002 zijn alle oude opnamen (55 pq's) uit 1998 herhaald en een set van nieuwe vegetatieopnamen (52) gemaakt, dat is een dichtheid van 2 opnamen/ha; 107 in totaal. We hebben gekozen voor een steekproef met een *random* element en een systematisch element welke vooral geschikt is voor het bemonsteren van mozaïeken.

Ad 2. In alle ronden worden voor het maken van de vegetatieopnamen de punten van de steekproef nauwkeurig met behulp van een GPS uitgezet. Het is dan zeker dat de vegetatieopname in elke ronde precies op dezelfde plek komen te liggen zonder

dat er paaltjes en dergelijke in het veld achterblijven. Het maken van vegetatieopnamen op de gemarkeerde plekken verliep volgens Braun-Blanquet (1928): een soortenlijst van vaatplanten, mossen en een schatting van hun bedekking in een negendelige schaal. Het markeervlaggetje fungeerde als middelpunt van een cirkelvormig proefvlak met een oppervlakte van 4 m².

Ad 3. De vegetatieopnamen van beide graslanden en van beide jaren zijn gezamenlijk met het programma TWINSPAN geïnterpreteerd.

Ad 4. Om een vlakdekkende vegetatiekaart te maken zijn Thiessenpolygonen gemaakt; een middelloodlijn rondom de punten. Duidelijk herkenbare en scherp begrensde vegetatiepatronen uit de luchtfotoïnterpretatie, zoals het krekensysteem, zijn toegevoegd.

Ad 5. De geanalyseerde veranderingen zijn: soortensamenstelling, soortenrijkdom; oppervlakten vegetatietypen; patronen van vegetatietypen; en veranderingen in milieuomstandigheden aan de hand van Ellenberg-indicatiesysteem.

Geconcludeerd kan worden dat in 'Het Landje van Juffrouw Alie' tussen 1998 en 2002 het volgende is veranderd. Er zijn kleine verschuivingen in de richting van verzuring en verdroging geconstateerd, vooral in het midden van het gebied rondom het natste gedeelte. Soortenarme rietvegetatie maakt plaats voor een soortenrijkere rietvegetatie. Aan de randen van het gebied neemt de soortenrijkdom af. Toch lijkt het hier iets minder zuur en droog geworden. Er heeft echter verzuuring plaatsgevonden met Duinriet en Akkerdistel mogelijk veroorzaakt door het instorten van de konijnenpopulatie. Maaibeheer om voortgaande verzuuring en struweelvorming door Kruidwilg, Grauwe wilg en Zachte berk te verhinderen of minstens te vertragen, is essentieel voor het behoud van de natuurwaarden in dit deelgebied.

In 'De Lasten' hebben zich de volgende veranderingen voorgedaan. Sinds 1998 is er sprake van een toename van de oppervlakte Lolio-Potentillion ten koste van het Lolio-Cynosuretum. Dit duidt op een meer dynamische omgeving, meer 'storing', en in lijn met de ontwikkeling zoals hierboven beschreven voor de periode tot 1998. De oorzaak van de toegenomen dynamiek zou gelegen kunnen zijn in een grotere of langduriger overstroming van 'De Lasten' met het boezemwater van het Nieuwe Robbengat.

De methode resulteert in een illustratieve vegetatiekaart, objectieve oppervlakteschattingen van soorten en vegetatietypen, gedetailleerde gegevens over veranderingen in soortensamenstelling. Nadeel is dat met een ruimtelijk representatieve systematische steekproef van pq-locaties met vegetatieopnamen weinig voorkomende vegetatietypen en 'scherpe' vegetatiegrenzen gemist kunnen worden. Dit nadeel kan worden ondervangen door de kaart gelaagd op te bouwen met de steekproef, de luchtfotoïnterpretatie en een extra kaart met zeldzame typen en soorten.

Een ander nadeel is dat het opnemen van een opname-pq-netwerk duurder is in vergelijking met een 'normale' kartering. Een vegetatiekartering voor monitoring is een investering die het beste haar geld opbrengt als dat zoveel mogelijk wordt besteed aan het methodisch verzamelen van vegetatieopnamen en pq's. Classificaties,

interpretaties en verklaringen verouderen, maar vegetatieopnamen houden altijd hun waarde. Met het verstrijken van de tijd zullen de opnamen zelfs steeds waardevoller blijken. Honderd jaar verder vertelt een vegetatieopname precies hoe de vegetatie er uit zag. Na verloop van tijd zullen er ook van steeds meer plekken gedetailleerde gegevens beschikbaar komen. Een typologie mag dan wel onderbouwd zijn met opnamen, maar het is nooit zeker of de soorten ook daadwerkelijk in een kaartvlak voorkwamen. Tevens is het onbekend welke processen of soorten er in de toekomst belangrijk worden. Het vastleggen van veldgegevens in het keurslijf van thema's, typologieën en maar enkele Rode Lijst-soorten zal op termijn dus steeds minder toereikend zijn om toekomstige vragen te beantwoorden.

1 Inleiding

Vegetatiekartering wordt gebruikt om de ruimtelijke verspreiding van plantengemeenschappen vast te leggen, te analyseren en te presenteren. Terreinbeherende organisaties plannen en evalueren hun beheer met behulp van de vegetatiekaarten (Bakker 1979, Schouten & Van Ool 2003). Onderzoekers gebruiken vegetatiekaarten voor scenario- en modelstudies om bijvoorbeeld de effecten van menselijke ingrepen te analyseren. Monitoring wordt bijvoorbeeld gebruikt voor het bepalen van de invloed van bodemdaling door gaswinning op de vegetatie (De Vlas & Marquenie 2003), vegetatiesuccessie in de duinen (Van Dorp *et al.* 1985) of voor het bepalen van de effecten van natuurbeheer zoals maaien en begrazen (Bakker 1989).

1.1 Probleem

De kaarten worden gemaakt door middel van veldwerk, vaak ondersteund door remote sensing. Veelal nemen karteerders een van te voren gemaakte of bestaande vegetatietypebeschrijving het veld in waar zij op kaarten met enige topografie de grenzen tussen de vegetatietypen intekenen (Kuechler & Zonneveld 1988). De resulterende kaarten geven een vlakkendeekend patroon van onderscheiden typen en beantwoorden de vraag: 'Waar komt wat voor en hoeveel?'. Inmiddels zijn van vele terreinen en van verschillende jaren vegetatiekaarten gedigitaliseerd en in GIS beschikbaar. In GIS kunnen kaarten op een eenvoudige manier met elkaar worden vergeleken en de veranderingen nauwkeurig geanalyseerd. In veel studies worden sequentiële vegetatiekaarten gebruikt voor monitoring (Londo 1974, Van Dorp *et al.* 1985), hoewel de bruikbaarheid door de vele bronnen van onzekerheid minder wordt (Kuechler & Zonneveld 1988, Goldsmith 1991). Bij een 'foutenanalyse' op deze kaarten blijkt dat een groot deel van de veranderingen onzeker zijn (Janssen 2001). De vegetatietypologiën zijn moeilijk vergelijkbaar en de grenzen kunnen zijn veranderd door onnauwkeurigheden. Het trekken van grenzen en het benoemen van typen door karteerders in het veld is zeer subjectief. De vegetatie in het terrein varieert vaak gradueel waardoor het zeer moeilijk of onmogelijk wordt typen en/of grenzen eenduidig te definiëren. Karteerders lopen tegen de volgende problemen aan: het trekken van grenzen in graduele overgangen, het karteren van mozaiektypen, typen worden aangepast tijdens de kartering omdat ze niet goed op de veldsituatie passen. Achteraf bij kaartvergelijking is vaak niet meer te achterhalen hoe scherp de grenzen eigenlijk zijn, waar in het kaartvlak een type uit het mozaïek voorkomt en uit welke soorten de plantengemeenschap van het betreffende kaartvlak precies bestond. Door deze 'karterproblemen' zijn de aangetoonde 'vegetatieveranderingen' met sequentiële vegetatiekaarten onzeker.

Monitoring door middel van permanente quadraten (pq's, herhaalde vegetatieopnamen op dezelfde plek) geeft zeer nauwkeurig de veranderingen in soortensamenstelling, maar de pq's bedekken echter een beperkt oppervlakte van het

terrein. Tevens worden ze, in de regel, gelegd op locaties waar deskundigen de veranderingen verwachten: op basis van voorkennis. De locatie van de pq's is dus subjectief waardoor de veranderingen in het terrein wel aangetoond maar niet kunnen worden gekwantificeerd.

1.2 Doel

Doel van dit project was het beschrijven en toepassen van een methode die de vegetatiekartering objectiviseert zodat monitoring betrouwbare resultaten oplevert, maar tegelijkertijd algemeen toepasbaar is voor vele monitoringdoelen, en dus flexibel moet zijn.

De methode is toegepast in een proefgebied in het Lauwersmeer. De toepassingsvragen zijn:

- Hoe, waar en hoeveel is de plantensoortensamenstelling veranderd?
- Wat zijn de ecologische verklaringen voor de gevonden veranderingen?

Daarnaast besteden we aandacht aan meer methodische vragen:

- Hoe kan er een keuze worden gemaakt voor de optimale proefvlakdichtheid?
- Wat zijn de consequenties hiervan?

Een beschrijving van de aanpak en de kenmerken van de methode vindt u in hoofdstuk 1.3. Een uitgebreide beschrijving van de methode staat in hoofdstuk 2. De resultaten van de kartering toegepast in twee hooilanden in het Lauwersmeer en de resultaten van methodische vragen worden gepresenteerd in hoofdstuk 3. Aan de hand van de ervaringen in het studiegebied en gepubliceerde ervaringen van andere onderzoekers zullen de voor- en nadelen en de kenmerken van de methode worden bediscussieerd (hoofdstuk 4). Conclusies en aanbevelingen staan in hoofdstuk 5.

1.3 Aanpak

Het verminderen van subjectiviteit en onzekerheden bij het vergelijken van sequentiele vegetatiekaarten is vaker onderwerp van onderzoek geweest. Janssen (2001) stelt voor zoveel mogelijk de grenzen van de eerste kaart over te nemen. Drosen (1999) stelt voor te karteren op basis van 'fuzzy logic'; een andere methode is vergelijking op basis van grids (Bakker & Ruyter 1981, Van Dorp *et al.* 1985). De methode die wij voorstellen probeert een oplossing te zoeken voor deze karterproblemen vooral door het veldwerk zoveel mogelijk te objectiveren. De belangrijkste vraag is dus: 'Hoe kan vegetatiekartering worden geobjectiveerd zonder haar flexibiliteit te verliezen?'

De aannamen daarbij zijn dat:

1. De basisgegevens over plantensoortensamenstelling blijven langer interpreteerbaar, terwijl vegetatietypen veel sneller verouderen (Dirkse 1998).
2. De ruimtelijke basisgegevens over patronen op remote sensingbeelden zijn objectiever dan vegetatiegrenzen gekarteerd in het veld.

De consequentie van deze aannamen is dat veldwerk bestaat uit het verzamelen van de elementaire eenheden (plantensoorten) op nauwkeurig vastgelegde locaties (opnames of pq's) in plaats van het toekennen van vegetatietypen en het trekken van grenzen. Het resultaat is een in objectieve schatting van de soortensamenstelling van een terrein. Vervolgens komt er alleen nog bureauwerk dat op een later tijdstip kan worden aangepast of veranderd. De vegetatieopnamen worden geïnterpoleerd tot vlakdekkende vegetatietypen. De methode heeft overeenkomsten met de 'mathematical-statistical' oriëntatie van Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) en het 'continuüm'-concept van Curtis & McIntosh (1951).

De hier gepresenteerde methode heeft de volgende eigenschappen: objectiviteit, flexibiliteit, representativiteit en nauwkeurigheid. Objectiviteit betekent het bepalen van de feiten zonder de invloed van oordeel of intuïtie van een persoon. Het nastreven van objectiviteit houdt in dat *ad hoc* beslissingen zoveel mogelijk moeten worden vermeden. Veldgegevens kunnen achteraf moeilijk worden aangepast; je kunt niet meer terug om vast te stellen hoe de vegetatie er precies uitzag. Het moeten maken van keuzes, gebaseerd op oordeel of intuïtie tijdens veldwerk, proberen we te beperken. Het trekken van grenzen en het benoemen van typen kan daarom beter plaatsvinden na het veldwerk. Elke gemaakte keuze voorafgaand aan en tijdens het veldwerk moet duidelijk, eenduidig en goed onderbouwd zijn. In de methode is de opnamelocatie duidelijk (locatie tot op centimeter nauwkeurig), eenduidig (een standaard coördinaatstelsel) en goed onderbouwd (statistische steekproef). Het soortbegrip is door het gebruik van de standaardflora duidelijk, elkaar uitsluitend en algemeen geaccepteerd. Een voordeel van objectiviteit is dat deze de controleerbaarheid en de herhaalbaarheid bevordert. Elke karteerder komt tot dezelfde plantensoort bij het gebruik van de flora en elke opnamelocatie kan op elke gewenste tijdstip exact worden teruggevonden. Vooral de keuze van de steekproefmethode en het aantal opnamen moet goed worden onderbouwd.

Een nadeel van objectivering is dat alle stappen van de methode voorafgaand en tijdens het veldwerk zijn bepaald en vastgelegd, terwijl algemene toepasbaarheid om flexibiliteit vraagt. Flexibel betekent dat de methode altijd kan worden aangepast als het doel of de omstandigheden veranderen. De gepresenteerde methode is na het veldwerk flexibel. Enkele voorbeelden van flexibiliteit van de methode zijn: de vegetatieclassificatie ligt niet vast, maar kan worden aangepast aan nieuwe of bijgestelde karteerdoelen; uit de vegetatieopnamen kunnen diverse ecologische indices worden berekend; gewijzigde ecologische of beleidsinzichten kunnen altijd worden terugvertaald in tabellen of kaarten. Van elke op de vegetatieopnamen gebaseerde classificatie kan met allerlei interpolatietechnieken een kaart worden gemaakt. Deze flexibiliteit bewijst zich op de lange termijn. Ecologische onderwerpen en inzichten, expertkennis, computertechnieken en mogelijkheden voor remote sensing, GIS en vegetatieclassificatie zullen veranderen maar de verzamelde gegevens, volgens de voorgestelde methode blijven daarbij bruikbaar.

Representativiteit betekent dat de vegetatieopnamen evenredig over het terrein liggen verdeeld. Omdat de plantensoortensamenstelling op een opnamelocatiepunt niet

onafhankelijk is van zijn buurpunten (ruimtelijke autocorrelatie) is een opname ook in zekere mate representatief voor zijn omgeving. Hierdoor is interpolatie tussen de opnamepunten tot een vlakdekkende kaart gerechtvaardigd.

De nauwkeurigheid geldt voor de heropname van een opnamelocatie. De opname in een volgende ronde moet, tenminste voor een deel van de locaties, zo precies mogelijk op dezelfde plek gebeuren als in de eerste ronde. De opnamelocaties worden met GPS tot op enkele mm nauwkeurig ingemeten en kunnen dienen als permanent quadraat (pq). Zij kunnen altijd op elk moment exact worden teruggevonden zonder dat er paaltjes of metalen worteltjes in het terrein achter blijven.

1.4 Terreinbeschrijving

Het Lauwersmeer is 4617 ha groot en is sinds 1993 in beheer bij Staatsbosbeheer. Voordien is het gebied door Rijkswaterstaat ingericht en beheerd. In 1994 werd het gebied een Staatsnatuurmonument en vanaf 2003 is het gebied een Nationaal Park.

Het Lauwersmeer ontstond in 1969 door afdamming van de Lauwerszee, een inham van de Waddenzee op de grens van Friesland en Groningen. Over de primaire successie na de afdamming is uitgebreid gepubliceerd (Anonymus 1985, Joenje 1978, 2003, Joenje & Verhoeven 1993). De afgedamde inham, iets minder dan de helft van het gebied is water, verzoette door het aflaten van zoet polderwater. Voor de boezemfunctie is het streefpeil 0,95 m -NAP. Het ontvangen polderwater heeft een hoge nutriëntenlast.

De rest van het gebied bestaat uit brede rietkragen, grote stukken ruigte en spontane bossen. De drooggevalen zandplaten bestaan uit grof tot fijn slibrijk zand en zavel. Deze hogere delen raakten door uitspoeling met regenwater ontzilt, hoewel er, vooral in droge zomers, nog zoute kwel op kan treden. In grote delen van het gebied ontwikkelde het oorspronkelijk open landschap zich in de richting van meer gesloten vegetaties. Successie naar minder gevarieerdere ruigten, struweel en bos, met *Calamagrostis epigejos* (Duinriet), *Phragmites australis* (Riet), *Hippophae rhamnoides* (Duindoorn) en *Salix* spec. (Wilgen) is een natuurlijk proces. Maar om de openheid van het gebied te handhaven ten behoeve van overwinterende ganzen en eenden, zijn Schotse Hooglanders, Konikpaarden en jongvee ingezet. De bloemrijkste vegetaties evenwel, zijn ontwikkeld in de maaiobjecten 'De Lasten' en 'Het Landje van Juffrouw Alie' (Joenje 2003). De hooilanden in Het Lauwersmeer zijn van grote botanische waarde omdat er vele Rode Lijst-soorten voorkomen. De twee te karteren percelen (figuur 1), samen ca. 55 ha, zijn begroeid met orchideeënrijk grasland en worden dus gemaaid in plaats van begraasd.



Figuur 1. Locatie van de gekarteerde percelen in het Lauwersmeer: 'Het Landje van Juffrouw Alie' (noord) en 'De Lasten' (zuid)

'Het Landje van Juffrouw Alie' ligt ten oosten van de spuisluizen van Lauwersoog, aan de rand van het bungalowpark Robbenoord. Het perceel, een grote taartpunt, is voor driekwart grasland en voor de rest bos en struikgewas. Een oude, deels met riet begroeide kreek loopt in zes armen op het landje dood. In de vertakkende armen is nog enige zoutflora aanwezig: *Glaux maritima* (Melkkruid), *Juncus gerardi* (Zilte rus), *Schoenoplectus tabernaemontani* (Ruwe bies). Langs de rand van enkele armen groeit veel *Samolus valerandi* (Waterpunge). De vlakke delen tussen de armen zijn begroeid met *Salix repens* (Kruipwilg), *Carex distans* (Zilte zegge), *Linum catharticum* (Geelhartje), *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis), *Parnassia palustris* (Parnassia), *Centaurium littorale* (Strandduizendguldenkruid) en *Dactylorhiza majalis s.l.* (Rietorchis). Zeldzaam zijn: *Carex extensa* (Kwelderzegge), *Schoenus nigricans* (Knopbies) en *Juncus maritimus* (Zeerus). Het gebied is door een weg met bermsloten afgeschermd van de boezem en wordt met een molentje hydrologisch beheerd.

'De Lasten' ten noorden van het SBB-kantoor ligt langs de met riet begroeide zuidelijke oever van het Nieuwe Robbengat. In het noordwesten loopt een smal kreekje het grasland in. Dit kreekje heeft zoutplanten, waaronder *Salicornia europaea* (Kortarige zeekraal). In de noordoostelijke hoek liggen een paar slikkige stukken, eveneens begroeid met een zeekraalvegetatie. Het grasland wordt in het winterhalfjaar periodiek overstroomd bij hoge waterstanden in de boezem. Dit gebied kent dus een grotere dynamiek dan 'Het Landje van Juffrouw Alie'.

2 Werkwijze

De voorgestelde methode van vegetatiekartering voor monitoring legt de nadruk op het zo objectief mogelijk verzamelen van vegetatiegegevens voor het schatten van oppervlakten en het kwantificeren van veranderingen. De vegetatiekartering van de graslanden in het Lauwersmeer bestaat uit vier fasen en daarbij behorende keuzen:

- I. Voorbereiding – het nemen van een representatieve steekproef van opnamen.
 - keuze 1: opnamedichtheid.
 - keuze 2: gebruik van een steekproefmethode ter bepaling van de opnamelocatie.
 - keuze 3: opnamevorm en –grootte.
- II. Veldwerk – het lokaliseren met DGPS en het opnemen van de vegetatieopnamen.
- III. Classificatie – verwerken van de opnamen tot een vegetatietypologie.
 - keuze 4: classificatiemethode.
- IV. Het maken van kaarten – interpolatie van de opnamepunten tot vlakken en combinatie met de luchtfotoïnterpretatie.
 - keuze 5: interpolatiemethode.

Bij monitoring is er nog een vijfde fase:

- V. Herhaling van I-IV en analyse van veranderingen.
 - keuze 6: rotatieschema: keuze van aantal nieuwe opnamen en herhalingen in pq's.

Fase I en II zijn het belangrijkste omdat zij het fundament leggen voor de monitoring. Fase III en IV kunnen altijd achteraf worden aangepast. De twee hooilandjes zijn in 1998 en in 2002 gekarteerd volgens de hieronder beschreven methode.

2.1 Voorbereiding

Onderdelen van de voorbereiding zijn: keuze aantal vegetatieopnamen, de steekproefmethode en de vorm en grootte van de opname. In de tweede ronde moet naast het aantal nieuwe opnamen ook het aantal herhalingen (rotatieschema) worden gekozen.

Keuze 1: Het aantal vegetatieopnamen

Men beschouwt 0,25 cm² op de kaart als de kleinste karteerbare eenheid. Een mogelijke leidraad voor de maximale opnamedichtheid is de 'kleinste karteerbare eenheid' op een kaart. Voor een 1:10000 kaart is de kleinste karteerbare eenheid 50*50 m² welke zou resulteren in een opnamedichtheid van 4 punten/ha (Van Holst 1990). Dit is echter alleen efficiënt als de vegetatie zeer variabel is. Voor het vaststellen van het aantal te maken vegetatieopnamen hanteren we voorlopig de vuistregel van 1

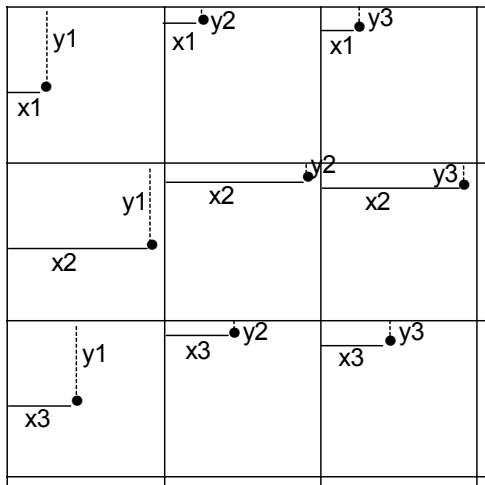
opname/ha, met een minimum van *ca.* 100 opnamen. De graslanden in Het Lauwersmeer zijn echter kleiner waardoor we op *ca.* 55 opnamen uitkwamen. Om financiële redenen zijn we toch begonnen met 1 opname/hectare en hebben we in 2002 het opnameaantal verdubbeld tot 2 punten/hectare waardoor het aantal op 107 opnamen kwam.

Keuze 6: Het rotatieschema

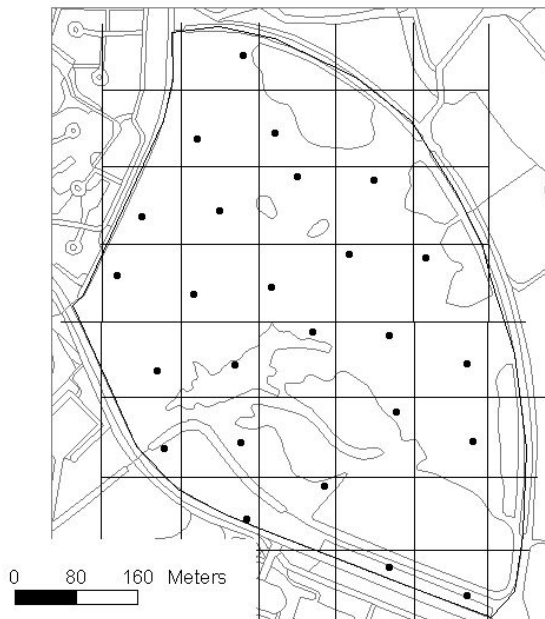
De volgende verschillende rotatieschema's zijn mogelijk: 1. allemaal nieuwe opnamen in 2002; 2. alle opnamen van 1998 opnieuw opnemen en geen nieuwe steekproefpunten toevoegen (pq's); 3. nieuwe en oude opnamen in een bepaalde verhouding opnemen. Wanneer de steekproef statistisch voldoende punten heeft om het terrein in voldoende mate te beschrijven, zal een nieuwe steekproef dit ook zal doen (1). Echter voor het nauwkeurig vaststellen van veranderingen in de soortensamenstelling is het beter dezelfde opnamen te herhalen (2). Voordeel voor het wisselen van de opnamelocaties is dat je van steeds meer punten in het terrein gegevens hebt. Compromis is een deel van de proefvlakken van de eerste ronde opnieuw opnemen in de volgende ronde (3). Dit deel wordt aangevuld met nieuwe proefvlakken tot het gewenste totaal. De verhouding tussen het aantal oude en het aantal nieuwe punten kan vooraf worden vastgesteld. We hebben gekozen om alle punten van de eerste ronde weer op te nemen in de tweede ronde, plus een even groot aantal nieuwe punten op te nemen. In de tweede ronde nemen we dus dubbel zoveel punten op als in de eerste ronde zodat achteraf elke gewenste verhouding (van 0 tot 100%) kan worden gebruikt.

Keuze 2: De steekproefmethode

We hebben gekozen voor de ongelijnd systematische steekproef (figuur 2). Dit type steekproef is vooral geschikt voor het bemonsteren van mozaïeken (Smart & Grainger 1974, Oude Voshaar 1981). De steekproef heeft een *random* element en een systematisch element. De ongelijnde systematische steekproef legt een regelmatig net van vierkanten (grid) over het te karteren terrein: rijen en kolommen. Het vierkant in de linkerbovenhoek krijgt een *random* punt voor vegetatieopname (*random* X en *random* Y). Elk vierkant in de bovenste rij houdt de al getrokken X relatief ten opzichte van het grid, maar krijgt een nieuwe *random* Y. De opnamepunten in de vierkanten op de bovenste rij hebben dus allemaal dezelfde X, maar steeds een andere Y. Dit heeft tot gevolg dat de lijn die de bovenste rij opnamepunten verbindt niet recht loopt, maar zigzagt. Het tweede vierkant in de eerste kolom krijgt een nieuwe *random* X, maar houdt de Y van het eerste vierkant daarboven. Net als de vierkanten van de eerste rij, houden de vierkanten van de tweede rij de X van het eerste vierkant in hun rij. De Y krijgen zij van het bovengelegen vierkant uit de eerste rij. Dit herhaalt zich voor elke rij, tot alle vierkanten een punt hebben. De punten zijn doorlopend genummerd. Zij zigzaggen niet alleen door de rijen, maar ook door de kolommen (figuur 2). De punten die buiten het te karteren gebied liggen, vervallen. De opnamelocaties werden uit de verzameling Rijksdriehoekcoördinaten getrokken volgens de methode die werd geprogrammeerd in een statistisch programma. Zie voor een overzicht van de getrokken coördinaten bijlage 1 en figuur 3 voor hun ligging.



Figuur 2. Locatie van de vegetateopnamen volgens de 'unaligned systematic sample' design. De figuur toont subgebieden van negen $100 \times 100 \text{ m}^2$ cellen. De opnamen vererven de coördinaten van de eerste cellen relatief ten opzichte van de gridcelkanten per rij en per kolom (Smartt & Grainger 1974)



Figuur 3. De kaart van 'Het landje van Juffrouw Alie' met daarin de opnamelocaties die binnen het te karteren gebied vallen (en buiten het bos)

Keuze 3: Vorm en grootte opname

We hebben gekozen voor een cirkelvormig proefvlak ($r=1,13\text{m}$) met een oppervlakte van 4 m^2 . Alle proefvlakken hebben deze vorm en grootte. De oppervlakte is

gangbaar voor vegetatieopnamen in graslanden (Kent & Coker 1992, Schaminée *et al.* 1995a). Daarbij kan de opname worden gemaakt zonder de vegetatie te vertrappen. De cirkelvorm is niet gangbaar maar erg praktisch: alleen het middelpunt hoeft te worden getrokken en in het terrein gemarkeerd en bovendien zijn de randeffecten minimaal.

2.2 Veldwerk

Het veldwerk duurde in 1998 veertien dagen (22 juni - 5 juli) en in 2002 tien dagen (1 juli - 10 juli). Het werk bestond uit twee onderdelen: het uitzetten van de opnamepunten en het maken van de vegetatieopnamen. Het veldwerk in 1998 duurde vier dagen langer omdat het studiegebied iets groter was, er extra opnamen werden gemaakt en er ook werd gezocht naar zeldzame planten.

Het uitzetten van de opnamepunten bestond uit het lokaliseren van de punten en het markeren ervan. Ingenieursbureau 'Oranjewoud' B.V. lokaliseerde de door de steekproef gegeven plekken voor vegetatieopnamen met behulp van een Global Positioning System (GPS). Het GPS is een wereldwijd plaatsbepalingsysteem door middel van satellietcommunicatie. Een bijzonder soort GPS, differential GPS, werkt met een referentieontvanger en maakt het mogelijk een opgegeven punt binnen een centimeter te vinden. Slechts daar waar bomen voor de meting een hindernis bleken, was de meetfout groter (4 cm bij opnamepunt 6.1). De opnamelocaties werden meteen gemarkeerd met een genummerd vlaggetje. Het nummer op het vlaggetje was gelijk aan het nummer van het opnamepunt. In 2002 werden alle punten opgenomen die in 1998 waren opgenomen (55) plus ongeveer evenveel nieuwe (52). In alle ronden worden voor het maken van de vegetatieopnamen de punten van de steekproef nauwkeurig met behulp van een GPS uitgezet. Het is dan zeker dat de vegetatieopname in elke ronde precies op dezelfde plek komen te liggen zonder dat er paaltjes en dergelijke in het veld achterblijven. Ruis in de soortensamenstelling van een opname veroorzaakt door afwijking in opnamelocatie wordt hiermee uitgesloten.

Het maken van vegetatieopnamen op de gemarkeerde plekken verliep volgens Braun-Blanquet (1928): een soortenlijst van vaatplanten, mossen en een schatting van hun bedekking in een negendelige schaal van de vierde Bosstatistiek (tabel 1, Dirkse 1998). De opnamen werden genoteerd op standaardveldformulieren. In de meeste proefvlakken werden blad- en levermosses verzameld. Het verzamelen van mossen is noodzakelijk voor controle van de veldbepalingen. In 1998 werden ook korstmossen verzameld maar in 2002 niet.

Het maken van opnamen behoort voor alle ronden op gelijke wijze plaats te vinden. Er kunnen namelijk fouten in de opnamen komen als soorten over het hoofd worden gezien. Wij stellen de volgende eisen voor het verkrijgen van betrouwbare resultaten bij een vergelijking van de vegetatieopnamen tussen verschillende ronden:

- de floristische kennis van de waarnemers moet in alle ronden gelijkwaardig zijn;
- de vorm en het oppervlak van de proefvlakken moet hetzelfde blijven;

- het veldseizoen moet in alle ronden gelijk zijn.

Tabel 1. De negendelige opnameschaal van de vierde Bosstatistiek (Dirkse 1998)

Negendelige schaal	Bedekking percentage	Symbool Braun-Blanquet
1	< 0.1	R
2	0.1 - 1	+
3	1 - 5	1
4	5 - 10	2a
5	10 - 25	2b
6	25 - 50	3
7	50 - 75	4
8	75 - 90	5
9	90 - 100	5

2.3 Vegetatieclassificatie

De vegetatieopnamen zijn in TURBOVEG per jaar in aparte tabellen ingevoerd. TURBOVEG is een database die speciaal is ontworpen voor het efficiënt invoeren en geautomatiseerd beheren van vegetatieopnamen (Hennekens 1995). De ingevoerde vegetatieopnamen zijn gecontroleerd met de veldformulieren en invoerfouten zijn direct hersteld. De in 1998 gevolgde nomenclatuur was in 2002 verouderd. Daarom werd deze in de tabel uit 1998 aangepast aan die van 2002. Dit hield naamswijzigingen in voor *Lotus*, *Cerastium* en *Taraxacum*. Na deze aanpassing zijn beide tabellen samengevoegd. Een opnamepunt (13.6) is weggelaten omdat dit in 2002 niet opnieuw kon worden opgenomen. Korstmossen zijn weggelaten omdat die in 2002 niet zijn opgenomen.

Keuze 4: Classificatiemethode

De vegetatieopnamen van beide graslanden en van beide jaren werden gezamenlijk met het programma TWINSPAN (Hill 1979) geclassificeerd. TWINSPAN is een gangbaar programma voor het indelen van de opnamen in typen ('unsupervised classificatie') maar elk ander programma kan worden gebruikt afhankelijk van individuele voorkeur van onderzoekers of ontwikkelingen in technieken. Een ander mogelijkheid is bijvoorbeeld ASSOCIA, die elke opname afzonderlijk vergelijkt met een referentieset ('supervised classificatie') waarbij de opname het type van de meest waarschijnlijke referentietype krijgt toebedeeld. TWINSPAN produceert een vegetatietabel. De classificatie is afhankelijk van enkele door de onderzoeker te kiezen classificatieopties (instellingen). De belangrijkste van deze opties is het op te geven aantal cut-levels (bedekkingsklassen). Het hier gekozen aantal cut-levels is 9 en gelijk aan het aantal klassen van de gebruikte bedekkingschaal (Dirkse 1998). Deze overeenkomst neutraliseert het effect van de keuze van cut-levels op de classificatie. Een andere optie is de in te stellen diepte tot waar TWINSPAN classificeert. Hier is TWINSPAN toegepast met de standaardinstellingen: maximaal niveau voor splitsingen 6, maximaal aantal indicatoren per splitsing 7, en minimale aantal opnamen in een type 5. De TWINSPAN-classificatie tot en met het 4e splitsingsniveau is gekozen. Dit leverde 15 logische clusters op die we lokale vegetatietypen noemen. Deze typen leverden, naar ons oordeel, de best bij het veld passende clusters op.

2.4 Kartering

Luchtfotointerpretatie

De beschikbare panchromatische (zwart/wit) luchtfoto's komen van de Topografische Dienst, Emmen (vergroting 1:10.000, opnamedatum 24 april 1995). Luchtfoto's (remote sensing) geven weliswaar weinig informatie over de floristische samenstelling van de vegetatie maar des te meer over de structuur ervan. Het voordeel van luchtfoto's is dat zij een vlakdekkend overzicht geven van het hele terrein. Luchtfoto's ondersteunen de kartering bij het onderscheiden van scherpe vegetatiegrenzen en van kleine, scherp begrensde afwijkende begroeiingen. Deze scherp begrensde eenheden zijn in de regel op luchtfoto's duidelijk herkenbaar. Voorafgaand aan de fotointerpretatie werd in het veld de relatie bestudeerd tussen de op de luchtfoto's waarneembare fotokarakteristieken (grijswaarde, textuur, patroon e.d.) en de zichtbare verschillen in vegetatie.

De luchtfoto is gescand en gegeorefereerd naar de coördinaten van het Rijksdriehoekstelsel met een resolutie van 2 m. De ruimtelijke afwijking (Root Mean Square Error) is kleiner dan 2 m. De geïnterpreteerde vegetatiepatronen zijn: dichte rietvegetatie, het krekensysteem en de zeekraalvegetatie. De grenzen werden in het veld gecontroleerd.

Voor een volgende ronde worden de grenzen uit de luchtfotointerpretatie van de eerste ronde overgenomen en aangepast aan de informatie uit luchtfoto's van de tweede ronde, overeenkomstig de 'oude grenzen methode' van Janssen (2001). Dit betekent dat de locatie van een scherpe onveranderde grens in alle rondes precies gelijk blijft terwijl veranderde grenzen kunnen worden weggehaald, toegevoegd of verplaatst. Er waren echter geen nieuwe luchtfoto's beschikbaar in 2002 waardoor de oude grenzen opnieuw in het veld zijn nagelopen en zonodig aangepast.

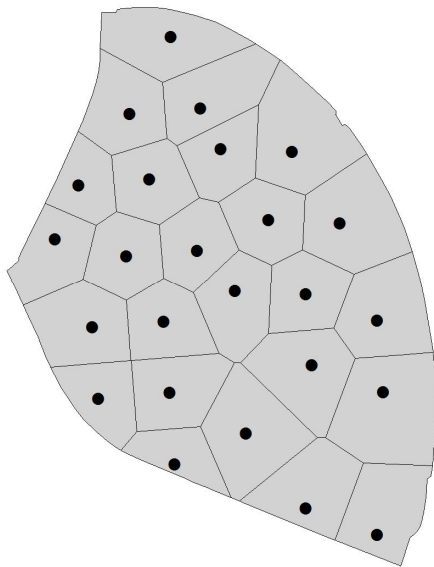
Keuze 5: Interpolatiemethode

De vegetatieopnamen van de graslanden werd verwerkt in een Geografische Informatiesysteem (GIS). Van elk opnamepunt zijn de floristische samenstelling en het vegetatietype bekend. Door het ruimtelijk samenhangen van de vegetatieopnamen, de zogenaamde spatiële autocorrelatie, is interpolatie tussen de opnamen tot een vlakdekkende kaart mogelijk. Om een vlakdekkende vegetatiekaart te maken, zijn de opnamen geïnterpoleerd met Thiessen-polygonen; een middelloodlijn rondom de punten (figuur 4). Volgens Burrough (1986) is deze techniek de beste methode voor interpolatie van nominale variabelen zoals vegetatietypen. De methode is echter simpel terwijl er inmiddels veel geavanceerdere technieken zijn. De interpolatiemethode kan echter altijd op elk gewenst moment worden veranderd, afhankelijk van technische ontwikkelingen of individuele voorkeuren. Vervolgens kreeg het hele vlakje het vegetatietype van het punt.

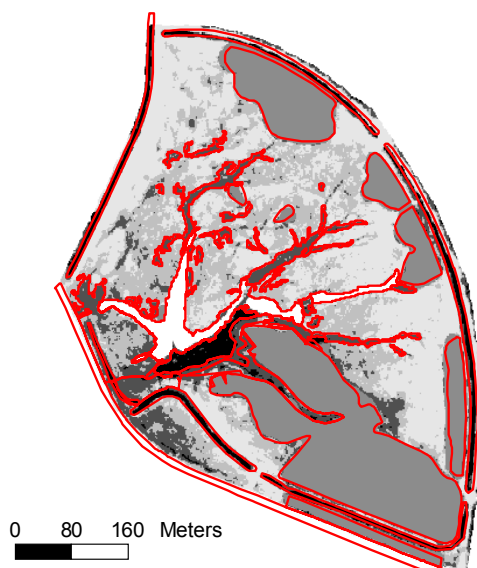
Het maken van de kaart

Duidelijk herkenbare en scherp begrensde vegetatiepatronen uit de luchtfotointerpretatie, zoals het krekensysteem, werden toegevoegd (figuur 5) aan de

geïnterpoleerde kaart. Het bos, het water en het buitengebied werden weggelaten. Daarna werden alle vlakjes met een zelfde vegetatie samengevoegd. De omgrenzing van de vegetatietypen is uiteraard hoekig vanwege de middelloodlijnen. Voor verdere analyse in GIS is dit het eindproduct. Echter voor presentatiedoeleinden ziet een hoekige kaart er onnatuurlijk uit waardoor de leesbaarheid veel minder is. Daarnaast is er een verschil tussen de scherpe grenzen uit de luchtfotoïnterpretatie en de graduele overgangen tussen de Thiessen-polygonen. Daarom zijn voor presentatiedoeleinden de graduele overgangen tussen de Thiessen-polygonen als dikke grijze onderbroken lijnen gepresenteerd en de scherpe grenzen als dunne zwarte lijnen.



Figuur 4. Interpolatie puntopnamen met Thiessen-polygonen



Figuur 5. Luchtfotoïnterpretatie

2.5 Analyse van veranderingen

De analyse van de resultaten van de monitoring spitst zich toe op veranderingen in:

- soortensamenstelling;
- soortenrijkdom;
- oppervlakten vegetatietypen;
- patronen van vegetatietypen;
- veranderingen in milieuomstandigheden aan de hand van Ellenberg-indicatiesysteem (Ellenberg 1991).

Bij het interpreteren van de waargenomen veranderingen in vegetatie is ecologische kennis van essentieel belang om de relevantie van de veranderingen te kunnen vaststellen. Het verdwijnen of toenemen van een plantensoort kan indicatief zijn voor bijvoorbeeld verzuring maar kan ook een uitdrukking zijn van niet relevante schommelende weersomstandigheden. Het bepalen van gemiddelde Ellenberg-waarden voor zout, vocht, zuurgraad en nutriëntenrijkdom per opnamepunt voor beide ronden kan indicatief zijn voor het vaststellen en kwantificeren van een proces zoals verzuring. Interpretatie van veranderingen in vegetatietypen, soortenrijkdom en Ellenberg-waarden wordt ondersteund door deze ruimtelijk te presenteren.

Veranderingen in de soortensamenstelling van het terrein werd gekwantificeerd aan de hand van de 'Steinhaus-coëfficiënt' (Legendre & Legendre 1998) tussen de pq-sets van de verschillende ronden. Hiervoor is een frequentietabel gemaakt van het aantal keren dat een soort in een pq wordt aangetroffen. Deze coëfficiënt vergelijkt de sets en berekent de similariteit gewogen met de frequentie van voorkomen van de soorten.

De invloed van opnamedichtheid is onderzocht aan de hand van twee benaderingen: de soortenbenadering en de vegetatiepatroonbenadering. De soortenbenadering is overeenkomstig de methode die wordt gebruikt om opnamegrootte te bepalen: de soorten-oppervlakte-curve (Cain 1938). Deze minimale oppervlakte van een opname correspondeert met het punt waar de hellingshoek van de curve afneemt. In ons geval correspondeert de minimale steekproefgrootte van een terrein met het punt dat de curve van het totale aantal soorten tegen de opnamedichtheid afneemt. Daarom gebruiken we steekproefgrootte in plaats van opnamegrootte op de X-as en totaal aantal soorten in plaats van aantal soorten in de opname.

De vegetatiepatroonbenadering is gebaseerd op de aanname dat locatie van een vegetatietype onafhankelijk van de karteringmethode moet zijn. Dat wil zeggen dat een vegetatiepatroon op de kaart niet zou moeten verdwijnen als er een punt uit zou vallen. In conclusie: elke opname moet minimaal èèn buurpunt hebben met hetzelfde vegetatietype.

3 Resultaten

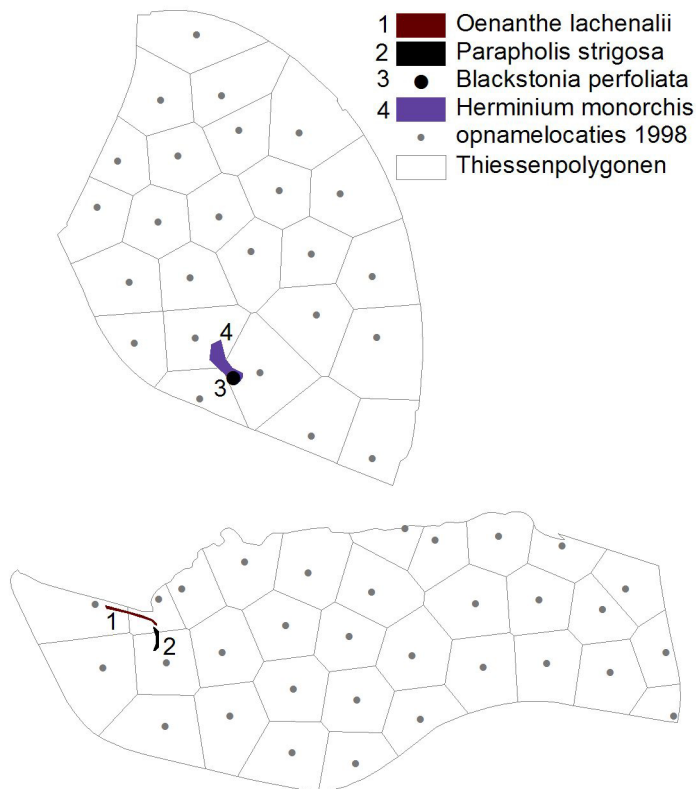
3.1 Flora

Het opnamenbestand van beide jaren omvat 162 opnamen (1998 n=55; 2002 n=107). Hierin komen 138 taxa van hogere planten en mossen meer dan eenmaal voor. 41 taxa zijn slechts eenmaal aangetroffen. Dit brengt het totaal op 179 plantensoorten. Een volledige soortenlijst is te vinden in de TWINSPAN-tabel in bijlage 5. De soortenrijkste vegetaties zijn aangetroffen in het Caricion davallianae met *Salix repens* (Kruipwilg) en *Juncus gerardi* (Zilte rus), gelegen in 'Het Landje van Juffrouw Alie', met een gemiddeld aantal van ruim 30 soorten per 4 m² (vegetatietype 104). De soortenarmste gekarteerde vegetatie was de *Scirpus maritimus*-vegetatie in 'De Lasten' met slechts 3 soorten per 4 m² (type 115, n=1) (tabel 5). De soortenrijkste vegetatieopname (81.1) evenwel, telde 45 soorten, en kwam in 2002 voor in de berm van 'De Lasten'. En de soortenarmste vegetatieopname (13.24 = 24.1 in 2002) was een Phragmition met louter *Phragmites australis* (Riet) en *Lemna minor* (Klein kroos) in 'Het Landje van Juffrouw Alie' in 1998 (bijlage 1).

Tot de algemeenste soorten behoren: *Holcus lanatus* (Gestreepte witbol), *Festuca rubra* (Rood zwenkgras), *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos), *Trifolium dubium* (Kleine klaver), *Carex distans* (Zilte zegge), *Phragmites australis* (Riet) en *Poa pratensis* (Veldbeemdgras). Vrijwel beperkt tot 'Het Landje van Juffrouw Alie' zijn: *Linum catharticum* (Geelhartje), *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis), *Parnassia palustris* (Parnassia) en hoge bedekkingen van *Salix repens* (Kruipwilg). In De Lasten komen vooral de volgende soorten voor: *Leontodon autumnalis* (Vertakte leeuwentand), *Dactylorhiza incarnata* (Vleeskleurige orchis) en hoge bedekkingen van *Juncus gerardi* (Zilte rus). *Poa pratensis* (Veldbeemdgras, *sensu* Van der Meijden 1996) komt in de onderzochte graslanden uitsluitend voor in de lage vorm, met: enkelvoudige bloeihalmen op lange stolonen; behaarde oortjes; variabele kelkkafjes, maar overwegend toegespitst. Deze vormen worden door onder andere Hubbard (1968), Stace (1997) en Conert (1998) tot een aparte soort gerekend: *P. humilis*. Zij worden door Lambinon *et al.* (1998) onderscheiden als ondersoort van *P. pratensis*.

De volgende Rode Lijst-soorten zijn in de vegetatieopnamen aangetroffen: *Linum catharticum* (Geelhartje), *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis), *Parnassia palustris* (Parnassia), *Pyrola rotundifolia* (Rondbladig wintergroen), *Centaureum erythraea* (Echt duizendguldenkruid), *Dactylorhiza majalis s.l.* (Rietorchis), *Carex oederi* subsp. *oederi* (Dwergzegge), *Odontites vernus* (Rode ogentroost), *Centaureum pulchellum* (Fraai duizendguldenkruid), *Dactylorhiza incarnata* (Vleeskleurige orchis), *D. maculata* (Gevlekte orchis), *Rhinanthus minor* (Kleine ratelaar) en *Sagina nodosa* (Sierlijke vetmuur).

Niet in de opnamen maar wel voorkomend in het terrein zijn verder: *Herminium monorchis* (Honingorchis) en *Blackstonia perfoliata* (Bitterling), (figuur 6). Verspreidingskaarten van deze Rode Lijst-soorten staan in de bijlage 4.



Figuur 6. Soortverspreidingskaarten van zeldzame soorten buiten de opnamen

In tabel 2 staan de soorten die in 5 opnamen of meer zijn verdwenen of verschenen. Duinvallei-soort *Dactylorhiza incarnata* (Vleeskleurige orchis) verdween uit 13 opnamen en de grasland soort *Agrostis stolonifera* (Fioringras) verscheen in 17 opnamen. In bijlage 6 (plaat 8) staan de kaarten van de veranderingen van *Dactylorhiza incarnata* en *Agrostis stolonifera*. *Dactylorhiza* komt alleen in 'De Lasten' voor en verdwijnt uit pq's verspreid over het hele grasland. *Agrostis* komt in 'De Lasten' en in 'Het Landje van Juffrouw Alie' voor. In 'De Lasten' neemt *Agrostis* in het midden toe maar verdwijnt van de drogere rand langs de weg. In 'Het Landje van Juffrouw Alie' breidt *Agrostis* zich over het hele grasland uit op de zuidelijke pq's na. Het is niet efficiënt om veranderingen van 160 soorten afzonderlijk te bespreken. Daarom zijn er kaarten gemaakt waar de veranderingen in het aantal soorten per pq zichtbaar is gemaakt (bijlage 6, plaat 3). Het aantal soorten neemt af aan de randen en toe in het midden.

Tabel 2. Aantal pq's waarin de vermelde soorten verdwijnen of verschijnen

Aantal pq's	Verdwijnen (-) en verschijnen van soorten
-13	<i>Dactylorhiza incarnata</i>
-11	<i>Taraxacum</i> species
-12	<i>Cerastium fontanum</i> ssp. <i>vulgare</i>
-9	<i>Centaureum littorale</i>
-8	<i>Brachytheceium rutabulum</i> ; <i>Festuca rubra</i>
-7	<i>Sagina procumbens</i> ; <i>Leontodon autumnalis</i>
-6	<i>Carex oederi</i> ssp. <i>oederi</i>
-5	<i>Parnassia palustris</i> ; <i>Carex distans</i>
5	<i>Lathyrus pratensis</i> ; <i>Rumex crispus</i>
6	<i>Mentha aquatica</i> ; <i>Lotus corniculatus</i> ; <i>Myosotis laxa</i>
7	<i>Pseudoscleropodium purum</i> ; <i>Poa trivialis</i>
8	<i>Prunella vulgaris</i> ; <i>Euphrasia stricta</i>
9	<i>Trifolium fragiferum</i>
10	<i>Linum catharticum</i>
11	<i>Galium palustre</i> ; <i>Rhytidadelphus squarrosus</i>
12	<i>Odontites vernus</i>
17	<i>Agrostis stolonifera</i>

3.2 Vegetatieclassificatie en ontwikkeling

Voor een schematisch overzicht van de onderscheiden 15 lokale vegetatietypen verwijzen wij naar tabel 3. Een volledig overzicht van alle soorten en alle opnamen wordt gegeven in bijlage 5.

Het valt op dat beide terreinen 'De Lasten' en 'Het Landje van Juffrouw Alie' bij de clustering bijna geheel van elkaar worden gescheiden. De typen nummers 101 t/m 105 en 114 bestaan geheel uit opnamen uit 'Het Landje van Juffrouw Alie', en de typen 107 t/m 111 en 115 bestaan geheel uit opnamen van 'De Lasten'. Alleen de typen 106, 112 en 113 zijn van 'gemengde herkomst'. De opnamen van type 106 zijn afkomstig uit de bermen van het gebied. De typen 112 en 113 betreffen lager gelegen delen met opnamen van het *Lolio-Potentillion anserinae* (Zilver schoon-verbond), respectievelijk het *Phragmition australis* (Riet-verbond). Beide terreinen hebben een verschillend hydrologisch regime, en blijken dus ook een geheel verschillende vegetatie te hebben.

3.2.1 Ontwikkeling 1980-1998

B&S/Grontmij Geogroep b.v. en de Meetkundige Dienst hebben in 1980, respectievelijk 1989 de vegetatie van het Lauwersmeergebied ('Lauwerszee') op een schaal van 1:25.000 gekarteerd (Van Rooij & Drost 1996). In 1980 is alleen het gebied 'De Lasten' gekarteerd; in 1989 'De Lasten' en 'Het Landje van Juffrouw Alie'.

Volgens deze karteringen bestond het perceel 'De Lasten' in 1980 uit “brak tot ontzilt grasland” langs de dijk (weg), “droog rietland met grasondergroei” in het middendeel, “zoute pioniervegetaties” meer naar het water, en “oeverriet” langs de waterkant. In 1989 bestond de grootste oppervlakte van 'De Lasten' uit “brak tot ontzilt grasland” en “duin- en duinvalleigrasland”, en verder uit “zoute pioniervegetaties”/“brak tot ontzilt grasland” op de resterende zilte plekken, uit “matig voedselrijk droog rietland en oeverriet” langs de waterkant, en uit “koloniserende duinrietpollen in grasland” op een kleine locatie in het noordoosten van het gebied. Vegetatieopnamen zijn door Van Rooij & Drost (1996) niet gegeven; wel worden bij de vegetatietypen de belangrijkste plantensoorten genoemd. Al met al lijkt in de periode 1980-1989 de vegetatie in 'De Lasten' zich te hebben ontwikkeld in de richting van meer ontzilte, drogere en ruigere vegetaties. Volgens de kartering uit 1998 zijn de rietvegetatie en de zoute pioniervegetatie tussen 1989 en 1998 onveranderd. Het grootste deel van het grasland bevatte in 1998 echter meer elementen van het brakke tot ontzilt grasland dan van het duin- en duinvalleigrasland. Hieruit zou volgen dat het grasland sinds 1989 weer wat brakker is geworden. Het is onduidelijk of het hier om interpretatieverschillen gaat of dat het grasland daadwerkelijk wat zilter is geworden.

'Het Landje van Juffrouw Alie' bestond in 1989 uit “matig voedselrijk droog rietland en oeverriet” in de kreekarmen, “kruipwilg dwergstruweel” in het middendeel, “duindoornstruweel” aan de oostkant, en “dichte duinrietpollen in de meer ontzilte grazige vegetatie van brak tot ontzilt grasland” of “duin- en duinvalleigrasland” aan

de westkant van het terrein. Bij het laatste type zal het in 1989 vooral zijn gegaan om duin- en duinvalleigrasland. In de kartering uit 1998 komt riet vooral voor in het hart van de kreekarmen en bestaan de uitlopers van deze kreken uit krekengrasland. Het is niet duidelijk of het rietareaal werkelijk is afgenomen. Hoogstwaarschijnlijk is hier sprake van een schaalgebonden onnauwkeurigheid en suggereert de kaart uit 1989 te veel riet. Of uitbreiding van de duinrietpollen plaatsvond, is vanwege de sterk verschillende karteerschalen niet aan te tonen. De 1989-kartering laat niet toe een gedetailleerdere vergelijking te maken met die uit 1998.

Samenvattend kan worden gezegd dat de vegetatie in deze periode grofweg nauwelijks lijkt veranderd. De karteringen uit 1980 en 1989 laten niet toe dat de veranderingen in vegetatie betrouwbaar en met zekerheid zijn vast te stellen. De vastgestelde veranderingen kunnen namelijk ook interpretatieverschillen zijn en zijn niet meer te achterhalen. De vegetatie van 'De Lasten' lijkt zich tot 1989 te ontwikkelen in de richting van meer ontzilte, drogere en ruigere vegetaties, en daarna weer wat brakker te worden. 'Het Landje van Juffrouw Alie' lijkt sinds 1989 nauwelijks veranderd.

3.2.2 Ontwikkeling 1998-2002

Met de karteringen van 1998 en 2002 hebben wij een instrument in handen dat de vegetatieontwikkeling in deze periode precies kan vaststellen en kwantificeren. De volledige omschrijving van de typen met de daarbij behorende subdoeltype van Staatsbosbeheer en de syntaxonomie volgens De Vegetatie van Nederland (Schaminee *et al.* 1995a) staat in bijlage 2.

Tabel 3. Aantal opnamelocaties per cluster of vegetatietype in 1998 en 2002 (set 1 en 2), het aantal in de tijd veranderde opnamelocaties tussen 1998 en 2002, en het verschil in de ruimte tussen set 1 en 2 in 2002

Type nr.	Naam cluster of vegetatietype	Aantal opnamen		Veranderde aantal pq's		Aantal pq's/opnamen		Verschil 2002(set1-2)	Gemiddelde (set1-2)
		1998set1	1998	->	2002	2002set1	2002set2		
101	Caricion davallianae met <i>Rhynchospora squarrosa</i> & <i>Calamagrostis epigejos</i>	2			1	3	2	1	2,5
102	Caricion davallianae met <i>Epipactis palustris</i> , <i>Parnassia palustris</i> & <i>Linum catharticum</i>	4	2		1	3	0	3	1,5
103	Caricion davallianae met <i>Salix repens</i> & <i>Carex oederi</i>	9	1			8	11	3	9,5
104	Caricion davallianae met <i>Salix repens</i> & <i>Juncus gerardi</i>	4				4	1	3	2,5
105	<i>Holcus lanatus</i> - <i>Festuca rubra</i> -grasland met <i>Rhynchospora squarrosa</i> & <i>Cirsium arvense</i>	1			1	2	3	1	2,5
106	<i>Holcus lanatus</i> - <i>Festuca rubra</i> -grasland met <i>Lotus corniculatus</i> & <i>Bromus hordeaceus</i>	3				3	3	0	3
107	Lolio-Cynosuretum met <i>Salix repens</i> & <i>Leontodon saxatilis</i>	2				2	3	1	2,5
108	Lolio-Cynosuretum met <i>Festuca rubra</i> & <i>Calliergonella cuspidata</i>	3	1		2	4	3	1	3,5
109	Lolio-Potentillion met <i>Cynosurus cristatus</i> & <i>Festuca rubra</i>	7	7		1	1	3	2	2
110	Lolio-Potentillion met <i>Salix repens</i> & <i>Juncus gerardi</i>	8	1		2	9	10	1	9,5
111	Lolio-Potentillion met <i>Juncus gerardi</i> & <i>Odontites vernus</i>	6			3	9	8	1	8,5
112	Lolio-Potentillion met <i>Rumex crispus</i> & <i>Phragmites australis</i>	3			1	4	1	3	2,5
113	Phragmition met <i>Eupatorium cannabinum</i>	3	1		1	2	2	0	2
114	Phragmition met <i>Cirsium palustre</i>	0			1	1	1	0	1
115	<i>Scirpus maritimus</i> -vegetatie	0				0	1	1	0,5
	Totaal	55				55	52	21	53,5

Bij de TWINSPAN-clustering van alle vegetatieopnamen uit 1998 en 2002 (n=162) blijken van dezelfde locaties (pq's) de meeste van de opnamen in beide jaren tot hetzelfde cluster te behoren (het vegetatietype bleef dus hetzelfde). De opnamen van 13 locaties (dit is bijna 1/4 deel) evenwel, kwamen in 1998 en 2002 in verschillende clusters terecht. Dit laatste geeft de vegetatieverandering tussen deze jaren aan. Van de 13 veranderde locaties zijn er 4 afkomstig uit 'Het Landje van Juffrouw Alie' en 9 uit 'De Lasten'. Één type (109), uit 'De Lasten', is in 2002 bijna geheel verdwenen en in andere typen van 'De Lasten' overgegaan. In tabel 3 geven de pijlen de transitie aan van het ene naar het andere type.

De vegetatieverandering worden veroorzaakt door een toename van *Calamagrostis epigejos*, *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*, *Rhytidiadelphus squarrosus* en *Salix repens*, en een afname van *Parnassia palustris*, *Centaurium erythraea*, *Sagina procumbens* en *Dactylorhiza majalis*. Dit kan worden geïnterpreteerd als een geleidelijke overgang van duinvalleivegetatie in wat ruiger grasland met dwergstruweel. De soorten die verdwijnen en verschijnen in de opnamen (tabel 2) zijn deels andere soorten. Echter de trend van duinvallei vegetatie naar grasland vegetatie komt overeen. De ecologische interpretatie van deze verandering komen in de volgende paragraaf aan de orde.

3.3 Ecologische interpretatie

De bodem bestaat uit drooggevallen zandplaten met plaatselijk lemiger materiaal. De hoogteverschillen in het terrein zijn minimaal maar wel aanwezig. 'Het Landje van Juffrouw Alie' is een beetje schotelvormig en 'De Lasten' loopt op van de waterkant naar de weg. Deze hoogteverschillen zorgen voor gradiënten in natheid, zuurgraad, zoutgehalte en voedselrijkdom. Hooggelegen delen zijn droger, zuurder, minder zout en voedselarmer dan laaggelegen delen. De ecologische interpretatie en de bedreigingen van de vegetatie zullen per terrein, per vegetatietype en voor de vegetatieveranderingen worden beschreven. Hiervoor is gebruik gemaakt van de Ellenberg-indicatiegetallen (Ellenberg 1991).

De verschillen tussen de terreinen en in de tijd zijn niet getoetst op hun significantie. De verschillen zijn dus hooguit indicatief. Voor het vaststellen van de ecologische interpretatie zou een statistische toets worden uitgevoerd en bodem- en/of grondwatermonsters moeten worden genomen.

Relatief gezien lijkt 'De Lasten' wat voedselrijker en wat zouter dan 'Het Landje van Juffrouw Alie'. Dit komt mogelijk omdat het terrein soms overstroomt met boezemwater. Ten opzichte van 1998 heeft 'De Lasten' in 2002 gemiddeld iets meer soorten per opname. De verschillen in indicatiewaarden zijn nihil en kunnen dit niet verklaren.

Ten opzichte van 1998 is 'Het Landje van Juffrouw Alie' in 2002 iets droger, zuurder, en zouter geworden (tabel 4).

Tabel 4. Gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor vocht (F), zuur (R), stikstof (N) en zout (Salzzahl) (Ellenberg 1991) en gemiddelde aantal soorten per deelgebied ('De Lasten' en 'Het Landje van Juffrouw Alie'). Waarden en aantallen worden gegeven voor beide opnamejaren (1998 en 2002), voor alle opnamelocaties in beide jaren ($n=162$) en voor dezelfde opnamelocaties in beide jaren ($n=55$)

Deelgebied	Jaar	Gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden				Gemiddeld aantal soorten	Aantal opnamen
		Vocht	Zuur	Stikstof	Zout		
De Lasten'	1998	6,7	6,5	5,2	1,1	22,5	32
De Lasten'	2002	6,8	6,5	5,2	1,1	24,3	66
Het Landje van Juffrouw Alie'	1998	6,8	6,6	4,4	0,9	26,2	23
Het Landje van Juffrouw Alie'	2002	6,6	6,4	4,3	0,7	25,8	41

Ecologische interpretatie van de vegetatietypen

Tabel 5 bevat de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden per onderscheiden vegetatietype van een aantal in ecologische zin hier relevant geachte milieufactoren: vocht, zuur, stikstof en zout. Deze waarden zijn per opname en daarna per type berekend uit de indicatiewaarden van de soorten. Het gemiddelde per opname is niet gewogen voor bedekking.

De drogere duinvalleigraslanden (type 101 en 102), het witbolgraslanden (105) en het kamgrasgrasland (107 en 108) zijn te vinden langs de randen van de hooilanden. De randen in 'Het Landje van Juffrouw Alie' (101 en 102) liggen iets hoger, zijn daarom droger en zoeter en daarmee het meest gevoelig voor verzuring. De verzuring uit zich in de toename van onder andere *Dicranum scoparium* (Gewoon gaffeltandmos). Konijnen houden de vegetatie kort.

Soorten in type 106 (de rand van 'De Lasten') die wijzen op verzuring zijn *Anthoxanthum odoratum* (Gewoon reukgras) en *Juncus conglomeratus* (Biezenknoppen), die op enkele plekken voorkomen. Een andere verzuringsindicator, *Ranunculus flammula* (Egelboterbloem) werd nog niet aangetroffen.

Verzuring vormt ook een bedreiging voor de iets lager gelegen en daarom minder droge duinvalleivegetaties (type 103) met kruipwilg. Dit kruipwilgengrasland heeft het laagste gemiddelde Ellenberg-getal voor stikstof (4,0; tabel 5), wat wijst op gevoeligheid voor vermisting. Hoewel minder extreem, is het Ellenberg-getal voor de zuurgraad aan de lage kant. Met gevoeligheid voor verzuring moet rekening worden gehouden. De volgende indicatoren van sterke oppervlakkige verzuring werden op één plek aangetroffen: *Leucobryum glaucum* (Kussentjesmos), *Campylopus introflexus* (Grijs kronkelsteeltje). De volgende verzuringsindicatoren werden op meer plaatsen aangetroffen: *Dicranum scoparium* (Gewoon gaffeltandmos) en *Aulacomnium palustre* (Veenknopjesmos).

De zoutere vegetatie (type 104) is vooral te vinden in de oude kreken in 'Het Landje van Juffrouw Alie' en enkel plekken in 'De Lasten'. De kreken liggen laag en zijn daardoor natter. De open plekken met zeekraal zijn natter, lemiger en het zout kristalliseert uit op het bodemoppervlak. Regenwater en overstroming met zoet water maken dat er mogelijk verzoeting op zal treden.

Achter de dichte rietvegetatie in het perceel langs het Nieuwe Robbengat komt in de zilte graslanden nog veel riet voor (vooral type 112 maar ook 109, 110 en 111); het is er nog laag en erg nat. In de winter kan dit deel van het terrein nog overstromen. De riet- en heenvegetatie (type 113, 114 en 115) komt in alle drie de terreinen op de laagste delen langs het open water voor en staat meestal nog met voeten in het water zodat er weinig andere planten groeien. De gemiddelde Ellenberg-getallen van het rietland zijn, op dat voor zout na, de hoogste van alle vegetatietypen. De getallen wijzen op een basisch, nat, voedselrijk milieu met een zilte inslag.

Tabel 5. Gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor vocht (F), zuur (R), stikstof (N) en zout (Salzzahl) (Ellenberg 1991) en gemiddelde aantal soorten per vegetatietype (101 t/m 115) voor alle opnamen (n=162)

Type nr.	Naam cluster of vegetatietype	Gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden				Gemiddeld aantal soorten	Aantal opnamen
		Vocht	Zuur	Stikstof	Zout		
101	Caricion davallianae met <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> & <i>Calamagrostis epigejos</i>	6,4	6,2	4,2	0,7	21,4	7
102	Caricion davallianae met <i>Epipactis palustris</i> , <i>Parnassia palustris</i> & <i>Linum catharticum</i>	6,0	6,5	4,5	0,6	25,6	7
103	Caricion davallianae met <i>Salix repens</i> & <i>Carex oederi</i>	6,7	6,4	4,0	0,8	26,1	28
104	Caricion davallianae met <i>Salix repens</i> & <i>Juncus gerardi</i>	7,0	6,7	4,4	1,0	30,6	9
105	<i>Holcus lanatus</i> - <i>Festuca rubra</i> -grasland met <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> & <i>Cirsium arvense</i>	5,7	6,4	4,7	0,4	27,5	6
106	<i>Holcus lanatus</i> - <i>Festuca rubra</i> -grasland met <i>Lotus corniculatus</i> & <i>Bromus hordeaceus</i>	5,0	6,1	4,7	0,4	29,4	9
107	Lolio-Cynosuretum met <i>Salix repens</i> & <i>Leontodon saxatilis</i>	6,4	6,3	4,2	0,5	26,9	7
108	Lolio-Cynosuretum met <i>Festuca rubra</i> & <i>Calliargonella cuspidata</i>	6,6	6,4	4,8	0,9	28,5	10
109	Lolio-Potentillion met <i>Cynosurus cristatus</i> & <i>Festuca rubra</i>	6,7	6,5	5,1	1,0	26,3	11
110	Lolio-Potentillion met <i>Salix repens</i> & <i>Juncus gerardi</i>	6,9	6,6	5,1	1,3	25,3	27
111	Lolio-Potentillion met <i>Juncus gerardi</i> & <i>Odontites vernus</i>	7,0	6,5	5,4	1,6	20,9	23
112	Lolio-Potentillion met <i>Rumex crispus</i> & <i>Phragmites australis</i>	7,4	6,5	5,5	1,3	24,5	8
113	Phragmition met <i>Eupatorium cannabinum</i>	8,2	6,8	6,8	0,7	9,4	7
114	Phragmition met <i>Cirsium palustre</i>	8,6	6,3	5,6	0,7	15,0	2
115	<i>Scirpus maritimus</i> -vegetatie	8,0	8,0	7,0	0,7	3,0	1

Interpretatie van de vegetatieveranderingen

In 'Het Landje van Juffrouw Alie' traden enerzijds transitie op naar een net wat zuurder (type 102->101; 103->102) of een wat droger en ruiger (type 102->105), maar in beide richtingen minder bijzonder, vegetatietype. Anderzijds trad er een transitie op van een soortenarme rietvegetatie naar een wat voedselarmere rietvegetatie met *Cirsium palustre* (type 113->114).

In 'De Lasten' zijn de vegetatieveranderingen omvangrijker. Het vegetatietype op de overgang van het Lolio-Cynosuretum naar het Lolio-Potentillion, maar waarbij het overwicht toch meer aan de kant van het Lolio-Cynosuretum ligt (type 109), nam sterk in omvang af. Dit kwam per saldo ten goede aan een wat drogere vegetatie met *Hypochaeris radicata*, *Leontodon saxatilis* en *Plantago lanceolata* (type 109->108, n=2; 108->109, n=1). Maar de afname was vooral ten faveure van een overgangstype met een meer Lolio-Potentillion-inslag (type 109->110, n=2), een meer karakteristiek Lolio-Potentillion met veel *Juncus gerardi* (type 109->111, n=2) en een Lolio-Potentillion met veel *Agrostis stolonifera* en *Phragmites australis* (type 109->112, n=1). Tenslotte was een locatie uit 1998 in 2002 veranderd van een overgang van het Lolio-Cynosuretum en het Lolio-Potentillion, in een meer karakteristiek Lolio-Potentillion met veel *Juncus gerardi* (type 110->111).

In overeenstemming hiermee zijn de Ellenberg-indicatiewaarden voor de veranderde vegetaties. Daaruit blijkt ook dat de transities van type 109 in de richting gaan van meer vochtige, meer stikstof- of nutriëntenrijke, en meer zilte groeiomstandigheden (tabel 5).

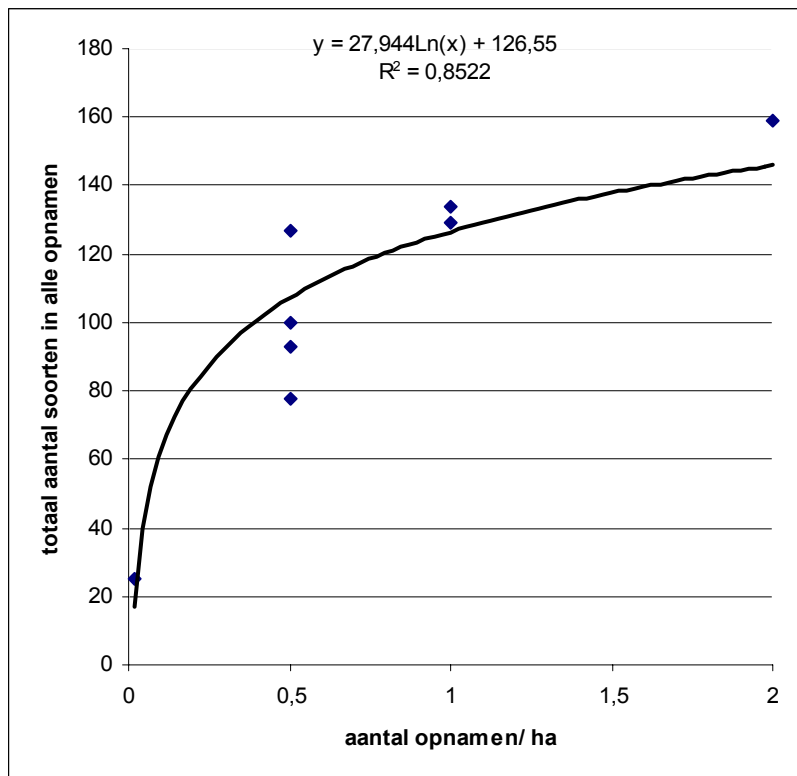
3.4 Opnamedichtheid

Het aantal opnamelocaties (tabel 3) in 1998 bedroeg 55 (set 1). Bij herhaling in 2002 werden naast deze 55 opnamen op 52 locaties nieuwe opnamen worden gemaakt (set 2). Het aantal opnamen is een schatting van het aantal hectaren bij een dichtheid van 1 opname/ha. De schatting van het gekarteerde totaaloppervlak is dus 52 en 55 ha terwijl de nauwkeurige GIS-berekening 53,3 ha aangeeft. Dit verschil wordt veroorzaakt door de randeffecten. Eigenlijk zou het minimale aantal punten 100 moeten zijn. Een oppervlakteschatting bij een dichtheid van 2 punten/ha (totaal 107 opnamen, oppervlakte 53,5) benadert de 53,3 ha en geeft dus een betere totaal oppervlakteschatting.

Tabel 3 laat ook zien de verschillen in vegetatietypen tussen set 1 en set 2 in 2002. Bij een goede schatting van de oppervlakten bij 1 punt per ha zouden het aantal punten tussen set 1 en set 2 per vegetatietypen nauwelijks mogen verschillen. Vegetatietype 102 heeft in set 1 drie opnamen en in set 2 geen. Afhankelijk van de dataset wordt dus een vegetatietype wel of niet onderscheiden. Hier komen we tot de conclusie dat 1 opname per ha onvoldoende is.

De ‘Steinhaus-coëfficiënt’ tussen set 1 en 2 in 2002 geeft een similariteit van 88,6% in het voorkomen van plantensoorten gewogen naar bedekking. De sets hebben in totaal 134 en 129 plantensoorten en 104 soorten gemeen. Bij een similariteit die de 100% benadert, is set 1 redundant aan set 2 en is 1 opname/ha voldoende. We beschouwen 95% similariteit als voldoende. In hoeverre 2 opnamen/ha deze similariteit halen is nog onbekend, maar zeker beter dan 1 opname/ha.

De optimale opnamedichtheid is ook benaderd op dezelfde wijze als de opnamegrootte is benaderd: met een soorten-oppervlakte curve (figuur 7). We nemen aan dat deze curve log-lineair verloopt (cf. Fisher *et al.* 1943, Tokeshi 1993) en een limiet (het totaal aantal soorten in het gebied) benadert als de totale opnameoppervlakte toeneemt. Volgens de curve, neemt het aantal soorten toe van gemiddeld 100 tot *ca.* 130 en 160 bij toenemende opnamedichtheid 0,5 en 1 en 2 opnamen/ha. Dit betekent dat op een loglineaire schaal de curve niet afvlakt tussen deze dichtheden en dat 1 opname/ha in feite onvoldoende is.



*Figuur 7. Soorten – opnamedichtheid curve gebaseerd op de 2002 dataset.
 gefitte relatie: (totaal aantal soorten) = $a_0 + a_1 [\log(\text{aantal opnamen per ha})]$.
 De kleinste dichtheid is 1 opname in het terrein (0,02 opnamen per ha) met gemiddeld 25 soorten. De dichtheid van 0,5 opnamen/ ha is gebaseerd op de even en oneven nummers van set 1 en set 2*

De vegetatiebenadering gaat ervan uit dat een andere steekproef hetzelfde vegetatiepatroon oplevert. Het vegetatiepatroon is stabiel en onafhankelijk van de steekproef. Hiervoor is op de kaart met Thiessen-polygonen per polygoon het aantal buren geteld met hetzelfde vegetatietype (tabel 6) bij een opname dichtheid van 2/ha. Voor 74 % van de polygonen is dit het geval. De overige 26% heeft geen buurpolygoon met hetzelfde type en zijn daarom gevoelig voor veranderingen in de steekproef of het uitvallen van een enkel punt. Deze polygonen worden vooral getroffen bij het krekpatroon en aan de randen van het gebied. Hier is dus een puntendichtheid dan 2 opnamen per ha onvoldoende.

Tabel 6. Aantal buurpolygonen met hetzelfde vegetatietypen per polygoon in 'Het landje van Juffrouw Alie' bij een dichtheid van 2 opname / ha.

Buren met het zelfde vegetatietype	Aantal polygonen	Percentage
0	11	26
1	18	43
2 of meer	13	31

4 Discussie

De karteerders in een studie van Cherrill & McClean (1999) rapporteerden problemen bij het karteren van grenzen in graduele overgangen en mozaïekvegetaties binnen een karteereenheid en problemen met de herkenbaarheid van verschillende typen. Van der Maarel *et al.* (1985) vonden dat grote onzekerheden in soortensamenstelling van de vegetatietypen van een vegetatiekartering een nauwkeurige monitoring belemmert. De in dit rapport voorgestelde methode van vegetatiekarteren lost enkele karteerproblemen van de gangbare vegetatiekartering op:

- het karteren van samengestelde typen of mozaïektypen;
- tijdens veldwerk verschuivende determinatiecriteria van vegetatietypen;
- het trekken van grenzen in vage overgangen;
- het eenduidig en herhaalbaar herkennen van typen in het veld;
- onzekerheid in soortensamenstelling van een kaartvlak.

Hieronder bespreken we de voor en nadelen van:

- het karteren van typen *versus* het maken van vegetatieopnamen;
- het trekken van grenzen in graduele overgangen *versus* interpolatie van opnamen;
- het gericht zoeken naar vegetatietypen *versus* het nemen van een statistische steekproef.

4.1 Inhoudelijke aspecten

Classificatie en vegetatiekartering versus het maken van opnamen

Classificatie betekent abstractie van de werkelijkheid door deze uit te drukken in een aantal karakteristieken (Kuechler & Zonneveld 1988) waardoor er informatieverlies optreedt. De opnamen worden toegekend aan een vegetatietype op basis van het voorkomen van enkele karakteristieke soorten (of kensoorten) hoewel deze soorten niet altijd aanwezig zijn in alle opnamen die aan het betreffende type worden toegekend. Hiermee wordt dus onzekerheid geïntroduceerd.

Cherrill & McClean (1999) hebben vegetatiekaarten, gemaakt door 6 verschillende karteerders, paarsgewijs vergeleken waarbij bleek dat er ruimtelijke maar 25% van het studiegebied overeen kwam. Van alle 6 kaarten gezamenlijk was dit 8% van het studiegebied. Spatiële onnauwkeurigheden zoals de locatie van grenzen kwamen voor, maar waren een minder belangrijke bron van verschil tussen de kaarten. De belangrijkste verschillen werden verklaard door classificatiefouten. Vegetatietypen met ongeveer gelijke soortensamenstelling werden veelvuldig verward. Deze verwarring wordt vermeden wanneer classificatie na het veldwerk wordt uitgevoerd. Volgens Goldsmith (1991) zijn vegetatietypen niet geschikt voor monitoring omdat soorten niet gegroepeerd kunnen worden in klassen met eenduidige grenzen. Hij suggereert dat individuele soorten nauwkeuriger zijn dan vegetatietypen.

De karteerders in de studie van Cherrill & McClean (1999) hebben ook vegetatieopnamen gemaakt als toegevoegde informatie bij de kaarten. De Czekanowski-similariteit van paarsgewijs vergeleken soortenlijsten lagen tussen de 19 en 64%.

Over het herkennen van plantensoorten in het terrein is veel minder discussie dan over vegetatietypen. Plantensoorten zijn eenduidig en elkaar uitsluitend beschreven in flora's die nationaal geaccepteerd zijn. Twee ervaren floristen komen dus bij determinatie in bijna alle gevallen uit op dezelfde soort. De herkenbaarheid is dus goed. Vergelijkende studies van opnamen op dezelfde locatie door verschillende floristen, geven aan dat er vaak twee of meer soorten, meestal kleine weinig voorkomende en vegetatieve planten, over het hoofd worden gezien (Lepš & Hadincova 1992, Janssen 2001). Nilsson (1992) adviseert de opnamen te laten maken door twee floristen afzonderlijk. Wij stellen de volgende eisen voor het verkrijgen van zo betrouwbaar mogelijk resultaten bij een vergelijking van de vegetatieopnamen tussen verschillende ronden:

- de floristische kennis van de waarnemers moet in alle ronden gelijkwaardig zijn;
- de vorm en het oppervlak van de proefvlakken moet hetzelfde blijven;
- de locatie moet precies op dezelfde plek liggen;
- het veldseizoen moet in alle ronden gelijk zijn.

Echter uitsluiten dat een soort over het hoofd wordt gezien is onmogelijk. Het missen van een kleine, weinig voorkomende vegetatieve soort is verwaarloosbaar ten opzichte van de geïntroduceerde onzekerheid van het onderscheiden van vegetatietypen in het terrein.

4.2 Ruimtelijke aspecten

Grenzen trekken versus interpolatie van opnamen

Scherpe vegetatiegrenzen zijn vaak door de mens veroorzaakt zoals voormalige karrensporen en verschillen in vegetatiebeheer, of worden veroorzaakt in steile gradiënten in abiotiek. Graduële variatie in vegetatie hangt meestal samen met graduele veranderingen in abiotiek zoals bodem en hydrologie. Sommige overgangen zijn zo gradueel dat het leggen van een grens niet is geoorloofd (Kuechler & Zonneveld 1988). Kuechler & Zonneveld suggereren dat de karteerder maar moet beslissen hoeveel variatie hij tolereert in een type en daarmee het begrenzen ervan. Het karteren van een grens rondom de aan/afwezigheid van één of enkele soorten wordt daarmee een zeer subjectieve en dus discutabele onderneming. Natuurlijk zorgt dit voor onnauwkeurigheden. Een oplossing is het karteren van verschillende typen begrenzing. Bijvoorbeeld scherpe grenzen en graduele overgangen.

Op de door ons gemaakte vegetatiekaart zijn de grenzen tussen de vegetatietypen geïnterpoleerde grenzen tussen opnamen en geen in het veld gekarteerde grenzen.

Deze grenzen moeten worden beschouwd als overgangen tussen twee vegetatietypen en niet als harde grenzen. Aangezien het om overgangen gaat, kan een tussen twee punten getrokken grens theoretisch overal tussen deze punten liggen. Omdat zo'n grens als zodanig geen praktische betekenis heeft, is het midden tussen de twee punten de beste plaats. Zo wordt geen van de typen bevoordeeld. Scherpe grenzen in de vegetatie zijn in de regel zichtbaar op luchtfoto's en worden dan door middel van een luchtfotointerpretatie toegevoegd. Graduele overgangen worden gevisualiseerd door dikke grijze stippellijnen.

Interpolatie van opnamen

Voor het schatten van de standaarddeviatie en het gemiddelde van een bepaald gebied mag de steekproef niet ruimtelijk gecorreleerd zijn (Burrough 1987). De klassieke testen van een hypothese nemen aan dat de 'observaties' ruimtelijk onafhankelijk zijn, maar dit is niet het geval bij gegevens met autocorrelatie (Fortin *et al.* 1989). Volgens Fortin heeft elk ecologisch fenomeen dat gevonden wordt op een locatie ook invloed op de locaties in de omgeving. Daarom nemen wij aan dat de punten op de kaart ruimtelijk afhankelijk zijn en dat je ze mag interpoleren tot een kaart. We hebben echter niet gemeten tot op welke afstand (*range*) de autocorrelatie doorwerkt.

In de bodemkunde wordt een kaart gemaakt door interpolatie van grondboringen (puntmetingen) (Van Holst 1990). Er wordt een steekproefdesign op basis van de karteerschaal gebruikt. De grondboringen worden beschreven en geclassificeerd volgens een referentiesysteem en de grenzen op de kaart komen door interpolatie tot stand. Marsman & De Gruyter (1986) bestudeerden twee steekproefmethoden: een subjectieve (gekozen punten) en een objectieve methode (*random* punten). Ze bestudeerden ook twee begrenzingmethoden: een subjectieve op basis van veldkenmerken en een objectieve door middel van Thiessen-polygonen. De invloed van de verschillende methoden op nauwkeurigheid en leesbaarheid zijn bepaald. Zij concludeerden dat bodemkaarten op basis van veldkenmerken kwalitatief beter en leesbaarder zijn dan op basis van Thiessen-polygonen. In onze studie worden Thiessen-polygonen samengevoegd tot grotere eenheden van vegetatietypen en bestaan de grenzen uit dikke grijze onderbroken lijnen terwijl er ook scherpe grenzen uit de luchtfotointerpretatie worden toegevoegd. De leesbaarheid hierdoor is goed. Een onafhankelijke studie naar kwaliteitverbetering moet nog plaatsvinden. De interpretatie van de veranderingen is in ieder geval door het ruimtelijke pq-netwerk gedetailleerder en betrouwbaarder dan bij kaarten op basis van enkele veldkenmerken.

Steekproef

Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) beschrijven een objectieve *versus* een subjectieve manier van selectie van opnamelocaties. De objectieve manier wordt gezien als representatief voor het terrein. Deze manier maakt dat voorkennis van de vegetatie niet relevant is. De subjectieve manier van het bepalen van opnamelocaties moet representatieve informatie over alle voorkomende vegetatietypen in het terrein opleveren. Selectie van de opnamelocaties vindt plaats op basis van voorkennis en expertoordeel, wat maakt dat deze subjectief is (Kuechler & Zonneveld 1988).

Aan de andere kant worden in de subjectieve selectie van opnamelocatie zeldzame vegetatietypen expliciet ondergebracht in de typologie en bemonsterd. Deze zeldzame typen kunnen belangrijk zijn vanwege een speciale beschermingsstatus bijvoorbeeld natuurdoeltypen of habitattypen. De objectieve methode zoals de ongelijnd systematische steekproef heeft een grote kans dat deze typen ‘gemist’ zullen worden.

Kuechler & Zonneveld (1988) stellen gestratificeerde *random* steekproef voor op basis van strata uit luchtfotointerpretatie. Luchtfotointerpretatie is redelijk objectief wanneer het gaat om abrupte vegetatieovergangen in vegetatiestructuur maar ook subjectief bij graduele overgangen. Daarom zijn de strata niet stabiel en ondermijnen dus een steekproefmethode die geschikt is voor oppervlakteschattingen van mozaïeken van vegetatietypen. Wij gebruiken de fotointerpretatie achteraf zodat een oppervlakteschatting van typen in het terrein niet wordt gehinderd door de interpretatie, maar de kaart uiteindelijk wel herkenbaar en leesbaar wordt.

Karteeresolutie en puntendichtheid

Een schaal gerelateerd probleem bij sequentiële kartering voor monitoring is het karteren van mozaïektypen of vegetatiecomplexen. Het is onmogelijk na te gaan welk deel van het mozaïek is veranderd. In theorie zijn alle combinaties mogelijk (Van Dorp *et al.* 1985). Voor sequentiële karteringen zou het karteren van mozaïektypen moeten worden vermeden.

Kartering door interpolatie van opnamen, maakt dat vegetatiecomplexen of mozaïeken niet op de kaart voorkomen. Echter bij het interpoleren van punten naar vlakken traden soms complicaties op. Enkele vegetatieopnamen waren niet representatief voor het door de middelloodlijnen begrensde vlak. Deze opnamen lagen volgens de luchtfotointerpretatie precies in een kreekje en hadden volgens de veldgegevens een bij de kreek behorende soortensamenstelling. Dit werd opgelost door het kreekje het vegetatietype van de opname te geven. Het overige deel van het vlak is toebedeeld aan de dichtstbijzijnde vegetatietype. Wanneer er meer vegetatietypen grenzen aan zo'n vlak dan gaf de luchtfotointerpretatie doorslaggevende informatie over de toedeling van het vlak aan een vegetatietype. Dit is geen elegante methode. Eigenlijk zouden tijdens de interpolatie deze ‘harde’ kreekgrenzen als een soort ‘breeklijnen’ moeten worden ingebracht.

Een tweede nadeel van de gepresenteerde methode is een relatief grote kans dat weinig voorkomende vegetatietypen ‘gemist’ zullen worden terwijl die bij een gangbare karteermethode in een vegetatiecomplex kunnen worden meegenomen. Bij een opnamedichtheid van 1 punt/ha moet een type minimaal 1 ha bedekken en voor een goede schatting van de oppervlakte moet het type nog veel meer oppervlak innemen. De dichtheid van de opnamen moet voldoende zijn voor de representatie van het vegetatiemozaïek. Echter, de optimale dichtheid van het puntennet voor vegetatieopnamen is niet van tevoren vast te stellen. Voor de kartering van een monotoon beukenbos zijn minder vegetatieopnamen nodig dan voor de kartering van een gevarieerd en soortenrijk grasland. Het blijkt dat 1 punt/ha niet voldoende is

voor goede oppervlakteschatting en kartering van de twee hooilanden in Het Lauwersmeer. Een dichtheid van 2 opnamen/ha lijkt voldoende voor het grootste deel van het gebied. Echter toename van de puntendichtheid is, voor het treffen van de zeldzame typen, niet efficiënt omdat het grootste deel van het terrein de puntendichtheid voldoende is.

Wij stellen voor de zeldzame vegetatietypen afzonderlijk te karteren op een subjectieve manier en deze als afzonderlijke laag in het GIS te brengen. Voordeel is dat de statistische oppervlakteschatting van typen in het terrein niet wordt gehinderd door de interpretatie, terwijl de kaart wel herkenbaarder en leesbaarder wordt. Het karteren van weinig voorkomende typen is nauwelijks meerwerk omdat bij het opnemen van de pq's, het terrein systematisch wordt doorkruist. Het resultaat is een vegetatiekaart opgebouwd in lagen: de geïnterpoleerde opnamelocaties, de luchtfotoïnterpretatie, en de zeldzame typen in afzonderlijke lagen van de kaart.

4.3 Frequentie

Als het maken van vegetatieopnamen zo weinig mogelijk mag kosten, dan is het van belang de frequentie zo laag mogelijk te houden. Op grond van de analyse van tijdreeksen uit Gelderland en Zuid-Holland, adviseren Gremmen & Van Tongeren (1999) een interval van 4-10 jaar tussen elke monitoringsronde. Dit interval geldt voor het efficiënt schatten van trends in vermessing, verdroging en verzuring op grond van per vegetatieopname gemiddelde indicatiegetallen (Ellenberg 1991). Het interval zou ook kunnen gelden voor andere per opname berekende gemiddelden (natuurwaarde, diversiteit) en ook voor vegetatietypen.

5 Conclusies en aanbevelingen

Geconcludeerd wordt dat in 'Het Landje van Juffrouw Alie' tussen 1998 en 2002 het volgende is veranderd. Er zijn kleine verschuivingen in de richting van verzuring en verdroging geconstateerd, vooral in het midden van het gebied rondom het natste gedeelte. Soortenarme rietvegetatie maakt plaats voor een soortenrijkere rietvegetatie. Aan de randen van het gebied neemt de soortenrijkdom af. Toch lijkt het hier iets minder zuur en droog geworden. Er heeft echter verruiging plaatsgevonden met Duinriet en Akkerdistel mogelijk veroorzaakt door het instorten van de konijnenpopulatie. Maaibeheer om voortgaande verruiging en struweelvorming te verhinderen of minstens te vertragen, is essentieel voor het behoud van de natuurwaarden in dit deelgebied.

In 'De Lasten' hebben zich de volgende veranderingen voorgedaan. Sinds 1998 is er sprake van een toename van de oppervlakte Lolio-Potentillion ten koste van het Lolio-Cynosuretum. Dit duidt op een meer dynamische omgeving, meer 'storing', en dit is in lijn met de ontwikkeling voor de periode tot 1998. De oorzaak van de toegenomen dynamiek zou kunnen zijn gelegen in een grotere of langduriger overstroming van 'De Lasten' met het boezemwater van het Nieuwe Robbengat.

De methode resulteert in een illustratieve vegetatietiekaart, objectieve oppervlakteschattingen van soorten en van vegetatietypen, en gedetailleerde gegevens over veranderingen in soortensamenstelling. Nadeel is dat met een ruimtelijk representatieve systematische steekproef van opnamen en pq-locaties weinig voorkomende vegetatietypen en 'scherpe' vegetatiegrenzen gemist kunnen worden. Dit nadeel kan worden ondervangen door de kaart gelaagd op te bouwen met de geïnerpoleerde steekproef, de luchtfotoïnterpretatie en een extra laag met zeldzame typen en soorten.

Het 'ongelijnd systematische' van de steekproef kan geen stand houden als het terrein of de beheerder variatie in puntendichtheid eist en als de gewenste opname/pq-verhouding van de rotatieschema's tussen 0 en 1 ligt. Mogelijk kan een gestratificeerde *random* steekproef waarbij de gridcellen de strata voorstellen een oplossing zijn.

Interpolatie van opnamepunten door middel van 'kriging' kan beter herkenbare en meer 'natuurlijke' vegetatiepatronen opleveren; vooral als de opnamegegevens, waarover de 'kriging' wordt uitgevoerd, worden aangevuld met bijvoorbeeld hoogtegegevens (AHN), pixelwaarden van een remote sensing-beeld enz. Ook het inbrengen van de scherpe grenzen als 'breeklijnen' in de 'kriging' levert beter herkenbare en meer 'natuurlijke' vegetatiepatronen op.

In een vervolgonderzoek zou ook de classificatiemethode aangepast kunnen worden.

TWINSpan classificeert door tot elke vegetatieopname één type vertegenwoordigt; het programma kent geen stopregel. Meestal kiest de vegetatieonderzoeker tot welk niveau van detail het programma mag classificeren, door het splitsingsniveau in te stellen en het kleinste aantal opnamen dat een type mag bevatten. Uiteindelijk kiest de vegetatiekarteerder de aanvaardbare vegetatietypen. Het ontwerpen van een objectievere stopregel wordt aanbevolen.

Een nadeel van de methode is dat het opnemen van een opname-pq-netwerk duurder is dan vergelijking met een 'normale' kartering. Een vegetatiekartering voor monitoring is een investering die het beste haar geld opbrengt als dat zoveel mogelijk wordt besteed aan het systematisch verzamelen van vegetatieopnamen. Classificaties, interpretaties en verklaringen verouderen, maar vegetatieopnamen houden altijd hun waarde. Met het verstrijken van de tijd zullen de opnamen zelfs steeds waardevoller blijken. Decennia later vertelt een vegetatieopname precies hoe de vegetatie er uit zag. Na verloop van tijd zullen er ook van steeds meer plekken gedetailleerde gegevens beschikbaar komen. Een typologie mag dan wel onderbouwd zijn met opnamen maar het is nooit zeker of de soorten ook daadwerkelijk in een kaartvlak voorkwamen. Tevens is het onbekend welke processen of soorten er in de toekomst belangrijk worden. Het vastleggen van veldgegevens in het keurslijf van thema's, typologieën en maar enkele Rode Lijst-soorten zal op termijn dus steeds minder toereikend zijn om toekomstige vragen te beantwoorden.

Literatuur

- Anonymus, 1985. Vijftien jaar afgesloten Lauwerszee, resultaten van onderzoek en ervaringen met inrichting en beheer. Flevobericht 247.
- Bakker, J.P., 1979. Vegetation science and nature conservation. In: M.J.A. Werger (eds), *The study of vegetation*, Den Haag.
- Bakker, J.P., 1989. Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14. Kluwer academic publishers, Dordrecht.
- Bakker, J.P. & J.C. Ruyter, 1981. Effects of five years of grazing on a salt-marsh vegetation. A study with sequential mapping. *Vegetatio* 44:81-100.
- Burrough, P.A., 1986. *Principals of Geographical Information Systems for land resources assessment*. Clarendon, Oxford.
- Burrough, P.A., 1987. Spatial aspects of ecological data. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc Wageningen.
- Braun-Blanquet, J., 1928. *Pflanzensoziologie*. Springer, Berlin.
- Cain, S.A., 1938. The species-area curve. *The American Midland naturalist* 19:573-581.
- Cherill, A. & C. McClean, 1999. Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *J. of Appl. Ecology* 36:989-1008.
- Conert, H.J., 1998. *Gustav Hegi Illustrierte Flora von Mitteleuropa Band 1, Teil 3. Spermatophyta: Angiospermae: Monocotyledones 1 (2) Poaceae*. Parey, Berlin.
- Curtis, J.T. & R.P. McIntosh, 1951. An upland Forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32, 3:476-496.
- De Vlas, J., & J.M. Marquenie, 2003. *The impact of subsidence and sea level rise in the Wadden Sea: Prediction and field verification*. NAM, Assen.
- Dirkse, G.M., 1998. *The validity of general purpose flora-based classification of vegetation*. PhD thesis, University of Utrecht.
- Droesen, W.J., 1999. *Spatial modelling and monitoring of natural landscapes: with cases in the Amsterdam Waterworks Dunes*. PhD thesis, Wageningen Agricultural University.

- Ellenberg, H., 1991. Zeigerwerte der Gefäszpflanzen (ohne Rubus). Scripta Geobotanica 18:9-166.
- Fisher, R, A.S. Corbet & C.B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a *random* sample from an animal population. Journal of Animal Ecology 12:42-58.
- Fortin, M., P. Drapeau & P. Legendre, 1989. Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology. Vegetatio 83:209-222.
- Goldsmith, F.B. (ed.), 1991. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall, London.
- Gremmen, N.J.M. & O.F.R. van Tongeren. 1999. Landelijk Meetnet Flora-Milieu en Natuurkwaliteit. Een schets van de gewenste opzet van het meetnet: statistische aspecten. Data-Analyse Ecologie, Diever/Westervoort.
- Hennekens, S.M., 1995. TURBO(VEG): Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens; gebruikershandleiding. Rapport IBN-DLO, Giessen & Geurts, Wageningen.
- Hill, M.O., 1979. TWINSpan, A FORTRAN program for arranging multivariate data into an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca.
- Hubbard, C.E., 1968. Grasses; a guide to their structure, identification, uses and distribution in the British Isles. Penguin Books, Middlesex.
- Janssen, J.A.M., 2001. Monitoring of salt-marsh vegetation by sequential mapping. PhD thesis, University of Amsterdam.
- Joenje, W., 1978. Plant colonization and succession on embanked sandflats. Diss. Rijksuniversiteit Groningen.
- Joenje, W., 2003. De Lauwerszeepolder anno 2003. Natura 100 (6): 170-175.
- Joenje, W. & B. Verhoeven, 1993. Wetlands of recent Dutch embankments. Hydrobiologia 265: 179-193.
- Kent, M. & P. Coker, 1992. Vegetation description and analysis, a practical approach. Wiley, Chichester.
- Kuechler, A.W. & I.S. Zonneveld (eds.), 1988. Vegetation mapping. Kluwer, Dordrecht .

- Lambinon, J., J.E. de Langhe, L. Delvosalle & J. Duvigneaud, 1998. Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden. Nationale Plantentuin van België, Meise.
- Lepš, J. & V. Hadincova, 1992. How reliable are your vegetation analyses? *J. Veg. Sci.* 3:119-124.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Londo, G. 1974. Successive mapping of dune slack vegetation. *Vegetatio* 29:51-61.
- Marsman B.A. & J.J. De Gruijter, 1986. Quality of soil maps. A comparison of survey methods in a sandy area. *Soil Survey Papers*, no 15. Soil Survey Institute, Wageningen.
- Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg, 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York.
- Nilsson, C., 1992. Increasing the reliability of vegetation analyses by using a team of two investigators. *J. of Veg. Sci.* 3:565.
- Oude Voshaar, J.H., 1981. Steekproefmethoden in het onderzoek naar de verspreiding van perceelsvormen: oppervlakteschatting van mozaïeken via puntsteekproeven. IWIS-TNO, Wageningen.
- Sanders, M.E., G.M. Dirkse & P.A. Slim, 2004. Objectifying thematic, spatial and temporal aspects of vegetation mapping for monitoring. *Community ecology* 5(1): 81-91.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff, 1995a. *De Vegetatie van Nederland. Deel 1: Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen*. Opulus, Uppsala.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995b. *De Vegetatie van Nederland. Deel 2; plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Opulus, Uppsala.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1996. *De Vegetatie van Nederland. Deel 3; plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden*. Opulus, Uppsala.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1998. *De Vegetatie van Nederland. Deel 4; plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus*. Opulus, Uppsala.

Schipper, P.C. (red.), 1994. Vrijheid in gebondenheid; beschrijving van de doelen ten behoeve van de planning van het beheer bij Staatsbosbeheer. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Staatsbosbeheer Fryslân, 1998. Programma van eisen voor vegetatiekarteringen bij Staatsbosbeheer in regio Fryslân. Staatsbosbeheer, Leeuwarden.

Stace, C., 1997. New flora of the British Isles. Cambridge University Press, Cambridge.

Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, 1999. De Vegetatie van Nederland. Deel 5; plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus, Uppsala

Schouten M. & M. van Ool, 2003. Werken met waarden bij Staatsbosbeheer. Natuurbehoud als beschavingsnorm. Jaarverslag Staatsbosbeheer 2002.

Smartt, P.F.M. & J.E.A. Grainger, 1974. Sampling for vegetation survey: some aspects of the behaviour of unrestricted, and stratified techniques. Journal of Biogeography 1:193-206.

Tokeshi, M., 1993. Species abundance patterns and community structure. Advances in Ecological Research 24:111-186.

Van Holst, A.F., 1990. Bodemkartering en bodemkaarten. In: H. de Bakker & W.P. Locher (eds) Bodemkunde van Nederland. Deel 2, bodemgeografie. Malmberg, Den Bosch.

Van der Maarel, E., R. Boot, D. van Dorp & J. Rijntjes, 1985. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, the Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. Vegetatio 58:137-187.

Van der Meijden, R., 1996. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.

Van der Ploeg, D.T.E., 1988. Een afwijkende vorm van *Lotus corniculatis* L. in wegbermen, in het bijzonder in de Lauwerszeepolder. Gorteria 14: 137-140.

Van Dorp, D., R. Boot & E. van der Maarel, 1985. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, the Netherlands, since 1934, interpreted from air photographs and vegetation maps. Vegetatio 58:123-136.

Van Rooij, S.A.M. & H.J. Drost (red.), 1996. Het Lauwersmeergebied; 25 jaar onderzoek ten dienste van natuurontwikkeling en beheer. Flevobericht nr. 387. Ministerie van Verkeer en Waterstaat_Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Van Tongeren, O., 2000. Programma ASSOCIA gebruikershandleiding en voorwaarden; data-analyse ecologie. Wageningen.

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben & F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: 269-278.

Bijlage 1 Rijksdriehoek-coördinaten van opnamelocaties

Volgens ongelijnd systematische steekproef getrokken coördinaten van opnamen aangelegd in 1998 (set .1) en aangelegd in 2002 (set .2), gegeven in m (3 decimalen). De verdeling van de punten over de respectieve deelgebieden is aangegeven. De in 1998 gebruikte nummering is hier niet opgegeven maar wel af te leiden: “.1” moet daarvoor vervangen worden door “1.” voor ‘De Lasten’ en “13.” voor ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ geplaatst voor de olopende nummering.

Opnamenr	X_coördinaat	Y_coördinaat	Opmerking
1998 (set .1)			
'Het Landje van Juffrouw Alie'			
5.1	210772.375	601681.5	In bos; niet op te meten in 1998 en 2002
6.1	210872.375	601644.375	In 2002 zoek geraakt na meting; niet op
10.1	210587.844	601742.938	[kunnen nemen
11.1	210687.844	601786	
16.1	210480.5	601834.938	
17.1	210580.5	601842.938	
19.1	210780.5	601881.5	
20.1	210880.5	601844.375	
23.1	210472.328	601934.938	
24.1	210572.328	601942.938	
25.1	210672.328	601986	
26.1	210772.328	601981.5	
27.1	210872.328	601944.375	
29.1	210419.547	602059.125	
30.1	210519.547	602034.938	
31.1	210619.547	602042.938	
32.1	210719.547	602086	
33.1	210819.547	602081.5	
37.1	210452.469	602134.938	
38.1	210552.469	602142.938	
39.1	210652.469	602186	
40.1	210752.469	602181.5	
44.1	210524.156	602234.938	
45.1	210624.156	602242.938	
52.1	210582.563	602342.938	
'De Lasten'			
59.1	210718.969	600296.313	
61.1	210918.969	600254.688	
62.1	211018.969	600237.75	
72.1	210620.75	600388.5	
73.1	210720.75	600396.313	
74.1	210820.75	600312.438	
75.1	210920.75	600354.688	
76.1	211020.75	600337.75	
77.1	211120.75	600307.25	
78.1	211220.75	600389.375	
79.1	211320.75	600395.375	
80.1	211420.75	600380.438	
81.1	211520.75	600311.938	
86.1	210608.531	600488.5	
87.1	210708.531	600496.313	
88.1	210808.531	600412.438	
89.1	210908.531	600454.688	
90.1	211008.531	600437.75	
91.1	211108.531	600407.25	
92.1	211208.531	600489.375	
93.1	211308.531	600495.375	
94.1	211408.531	600480.438	
95.1	211508.531	600411.938	
102.1	210744.484	600512.438	
103.1	210844.484	600554.688	

104.1	210944.484	600537.75
105.1	211044.484	600507.25
106.1	211144.484	600589.375
107.1	211244.484	600595.375
108.1	211344.484	600580.438
109.1	211444.484	600511.938
119.1	211097.328	600607.25

2002 (set .2)

'Het Landje van Juffrouw Alie'

1.2	210461.543	601923.114
2.2	210479.194	602023.114
3.2	210492.181	602123.114
4.2	210473.821	602223.114
5.2	210582.141	601760.684
6.2	210544.47	601860.684
7.2	210561.543	601960.684
8.2	210579.194	602060.684
9.2	210592.181	602160.684
10.2	210573.821	602260.684
11.2	210517.627	602360.684
12.2	210661.543	601948.598
13.2	210679.194	602048.598
14.2	210692.181	602148.598
15.2	210761.543	601989.13
16.2	210779.194	602089.13
17.2	210792.181	602189.13
18.2	210801.85	601676.21
19.2	210844.47	601876.21
20.2	210861.543	601976.21

In bos; niet opgenomen

In 2002 zoek geraakt na meting; niet op
[kunnen nemen

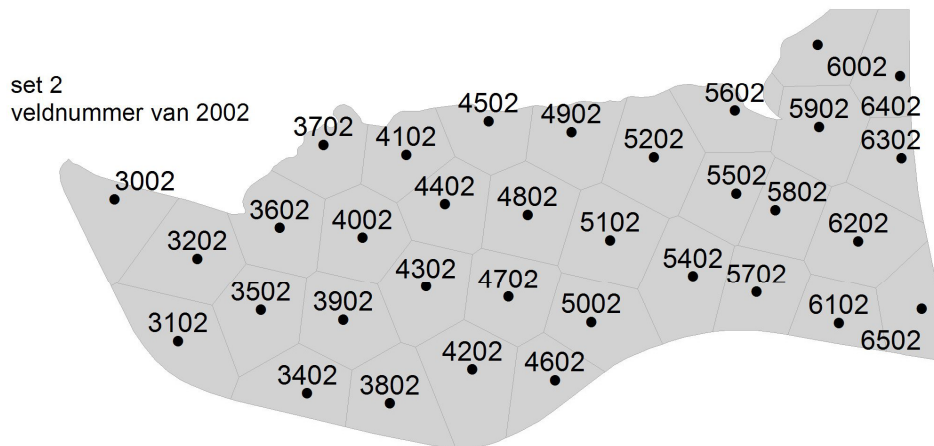
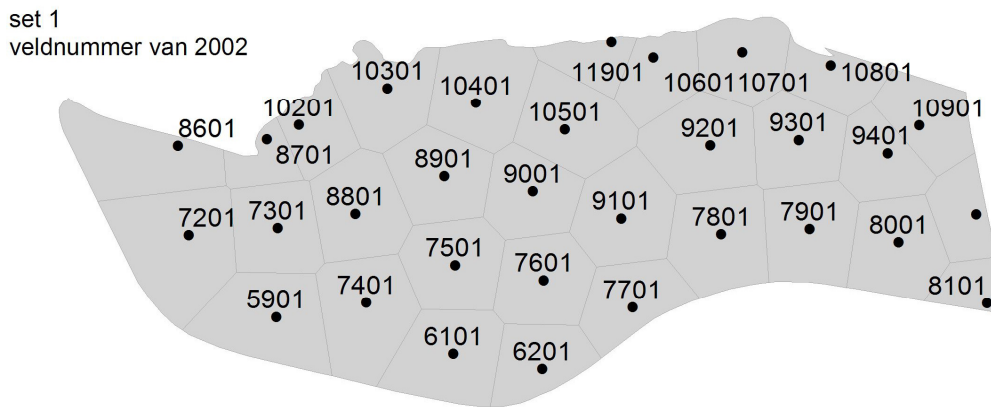
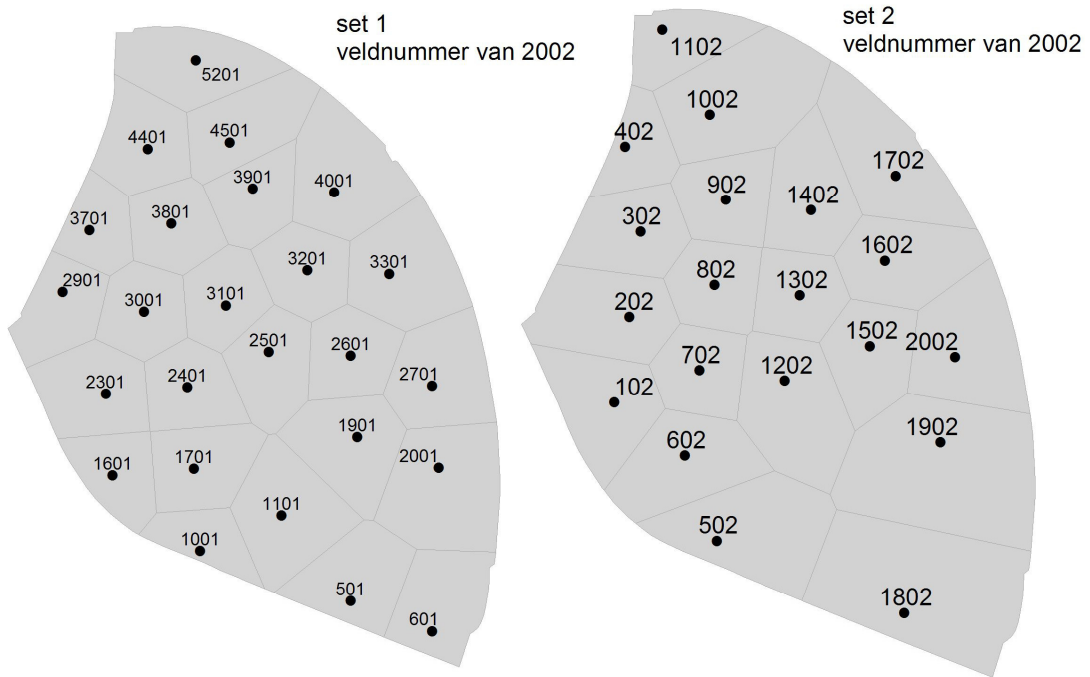
'De Lasten'

30.2	210540.571	600495.013
31.2	210617.627	600323.114
32.2	210640.571	600423.114
33.2	210693.547	600523.114
34.2	210773.821	600260.684
35.2	210717.627	600360.684
36.2	210740.571	600460.684
37.2	210793.547	600560.684
38.2	210873.821	600248.598
39.2	210817.627	600348.598
40.2	210840.571	600448.598
41.2	210893.547	600548.598
42.2	210973.821	600289.13
43.2	210917.627	600389.13
44.2	210940.571	600489.13
45.2	210993.547	600589.13
46.2	211073.821	600276.21
47.2	211017.627	600376.21
48.2	211040.571	600476.21
49.2	211093.547	600576.21
50.2	211117.627	600345.647
51.2	211140.571	600445.647
52.2	211193.547	600545.647
53.2	211191.69	600645.647
54.2	211240.571	600401.85
55.2	211293.547	600501.85
56.2	211291.69	600601.85
57.2	211317.627	600382.141
58.2	211340.571	600482.141
59.2	211393.547	600582.141
60.2	211391.69	600682.141
61.2	211417.627	600344.47
62.2	211440.571	600444.47
63.2	211493.547	600544.47
64.2	211491.69	600644.47
65.2	211517.627	600361.543

Te diep water; niet op kunnen nemen

Te diep water; niet op kunnen nemen

De opnamenummers in de onderstaande kaarten komen overeen met de voorgaande lijst alleen zijn de "." vervangen door een "0" (dus 1102 in de kaart = 11.2 in de lijst)



Bijlage 2 Beschrijving vegetatietypen

Hieronder volgt van de vegetatietypen een samenvattende karakteristiek, met bijbehorende (sub)doeltypen *sensu* Staatsbosbeheer (Schipper 1994) en syntaxa *sensu* De Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.* 1995b, 1996, 1998, Stortelder *et al.* 1999). De opnamen zijn mede aan syntaxa toegewezen met behulp van het programma ASSOCIA (Van Tongeren 2000, Wamelink *et al.* 2002).

De typen 101, 102, 103 en 104 betreffen vooral natte duinvalleiachtige vegetaties met gewone grassen als *Festuca rubra* (Rood zwenkgras), *Holcus lanatus* (Gestreepte witbol) en wat *Poa pratensis* (Veldbeemdgras), alsmede *Trifolium dubium* (Kleine klaver), *Calliargonella cuspidata* (Gewoon puntmos) en *Pseudoscleropodium purum* (Groot laddermos). Struweelontwikkeling van *Salix repens* (Kruipwilg) vindt plaats. Maar vooral de meer bijzondere soorten *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis), *Parnassia palustris* (Parnassia), *Linum catharticum* (Geelhartje) en ook *Dactylorhiza majalis* subsp. *praetermissa* (Rietorchis) en *Carex distans* (Zilte zegge) komen voor. Al deze vegetaties zijn gelegen in 'Het Landje van Juffrouw Alie'.

Type 101 'Caricion davallianae (Knopbies-verbond) met *Rhytidiadelphus squarrosus* & *Calamagrostis epigejos*'

Karakteristiek

Dit type bestaat aanvullend op bovengenoemde beschrijving, uit een vegetatietype met vooral hoge bedekkingen van *Rhytidiadelphus squarrosus* (Gewoon haakmos), en met *Calamagrostis epigejos* (Duinriet) en *Prunella vulgaris* (Gewone brunel). Van de duinvalleivegetaties in 'Het Landje van Juffrouw Alie' is dit het meest verruigde, verzuurde, meest verzoete, relatief droogste en daardoor relatief soortenarmste type (ruim 21 soorten per 4 m²). Het merendeel van de opnamen in dit type stamt uit 2002.

Subdoeltype

Natte duinvalleien (5.1), Natte schraallanden (8.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), met elementen van het Pyrolo-Salicetum (20Ab4), Junco-Molinion (16Aa), Calthion palustris (16Ab) en Nanocyperion flavescens (28Aa).

Type 102 'Caricion davallianae met *Epipactis palustris*, *Parnassia palustris* & *Linum catharticum*'

Karakteristiek

In dit type zijn de indicatoren voor meer zure (*Rhytidiadelphus*), ruige (*Calamagrostis*) en droge (*Prunella*) omstandigheden wat minder prominent aanwezig, en treden *Epipactis* en *Parnassia* meer op de voorgrond. Het merendeel van de opnamen stamt uit 1998.

Subdoeltype

Natte duinvalleien (5.1), Natte schraallanden (8.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), met elementen van het Nanocyperion flavescens (28Aa), de Molinietaalia (16A) en het Centaurio-Saginetum (27Aa2).

Type 103 'Caricion davallianae met *Salix repens* & *Carex oederi*'

Karakteristiek

Deze duinvalleiachtige vegetatie met *Carex oederi* subsp. *oederi* (Dwergzegge) en *C. flacca* (Zeegroene zegge) is natter: *Juncus articulatus* (Zomprus) komt bijna overal voor, met veel (lage) struweelvorming door *Salix repens* en in mindere mate *S. cinerea* (Grauwe wilg) en *Betula pubescens* (Zachte berk). In de ondergroei treffen we regelmatig *Pyrola rotundifolia* (Rond wintergroen) en *Lophocolea bidentata* (Gewoon kantmos) aan. De meeste opnamen komen uit 2002.

Subdoeltype

Natte duinvalleien (5.1), Natte schraallanden (8.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), met elementen van het Nanocyperion flavescens (28Aa) en Pyrolo-Salicetum (20Ab4).

Type 104 'Caricion davallianae met *Salix repens* & *Juncus gerardi*'

Karakteristiek

Deze duinvalleiachtig vegetatie is extra nat en kent daardoor Lolio-Potentillion-aspecten: met *Potentilla anserina* (Zilverschoon), *Mentha aquatica* (Watermunt) en vooral *Juncus gerardi* (Zilte rus). Van de duinvalleivegetaties in 'Het Landje van Juffrouw Alie' is dit het minst verzuurde, minst verzoete, natste en daardoor relatief soortenrijkste type (ruim 30 soorten per 4 m²).

Subdoeltype

Natte duinvalleien (5.1), Natte schraallanden (8.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), met elementen van het Nanocyperion flavescens (28Aa).

De typen 105 en 106 omvatten grazige vegetaties (hooiland) met relatief hoge bedekkingen van gewone grassen als *Festuca rubra*, *Holcus lanatus* e.d., en de afwezigheid van de eerder genoemde andere soorten. Deze bermachtige vegetaties indiceren voor de meest droge en zoete omstandigheden in het gekarteerde gebied, en zijn relatief soortenrijk (ruim 27, respectievelijk ruim 29 soorten per 4 m²). Type 105 komt alleen voor in 'Het Landje van Juffrouw Alie'. Type 106 is van 'gemengde herkomst': 'Het Landje van Juffrouw Alie' (n=2) en 'De Lasten' (n=7). Dit wordt verklaard door het relatief ruderaal en daarmee minder specifieke karakter van deze vegetatie.

Type 105 'Holcus lanatus - Festuca rubra-grasland met *Rhytidadelphus squarrosus* & *Cirsium arvense*'

Karakteristiek

Deze vegetatie is erg divers. Dit grasland ligt als relatief hoge en daardoor droge rand langs het terrein, met een meer ruige en relatief zure vegetatie: *Cirsium arvense* (Akkerdistel), *Senecio jacobaea* (Jakobskruid) en *Rhytidadelphus squarrosus*.

Subdoeltype

Natte schraallanden (8.2).

Syntaxonomie

Mengeling van enerzijds natte (*Calthion palustris*, 16Ab) en anderzijds droge elementen (*Koelerio-Corynephoretea*, 14), en het Nanocyperion flavescens (28Aa).

Type 106 'Holcus lanatus - Festuca rubra-grasland met *Lotus corniculatus* & *Bromus hordeaceus*'

Karakteristiek

Deze 'kortgrazige' vegetaties bestaan uit de hoger gelegen en daardoor relatief droge, niet frequent gemaaide bermen langs beide deelgebieden. De vegetatie van de bermen is erg divers. In het verleden zijn deze bermen hoogstwaarschijnlijk ingezaaid (Van der Ploeg 1988). Kenmerkend is de relatief hoge bedekking van *Lotus corniculatus* (Rolklaver), en het voorkomen van soorten als *Bromus hordeaceus* (Zachte dravik), *Crepis capillaris* (Klein streepzaad), *Brachythecium albicans* (Bleek dikkopmos) en *Achillea millefolium* (Gewoon duizendblad). Hier werd ook het enige exemplaar van de zeer zeldzame *Apera interrupta* (Stijve windhalm) gevonden, hetgeen ook op inzaaiing zou kunnen wijzen.

Subdoeltype

Droge schraallanden (9.5).

Syntaxonomie

Mengeling van allerlei elementen: o.a. Cynosurion cristati (16Bc), Artemisietea (31), Lolio-Potentillion anserinae (12Ba) en Caricion davalliana (9Ba).

De typen 107 en 108 betreffen vooral 'grazige' vegetaties van het Lolio-Cynosuretum (Kamgrasweiden). Deze associatie omvat vooral beweidde, voedselrijke graslanden, maar in 'De Lasten' worden deze graslanden gehooïd. Wij noemen deze vegetaties met het aspectbepalend voorkomen van *Cynosurus cristatus* (Kamgras) hier nu wel een Lolio-Cynosuretum, maar er zijn hier evenzeer sterke elementen van het Calthion palustris aanwezig. Een vochtige tot natte subassociatie van het Lolio-Cynosuretum heeft een grote verwantschap met het Calthion en ontstaat daar ook uit bij beweiding, bemesting en lichte ontwatering (Schaminée *et al.* 1996). Dit verklaart de hier voorkomende mengeling van Lolio-Cynosuretum en Calthion. Waarbij nog moet worden opgemerkt dat het Calthion kenmerkend is voor boezemlanden.

Gewone grassen als *Festuca rubra*, *Holcus lanatus* en wat *Poa pratensis*, alsmede *Trifolium dubium* komen ook in de typen 107 en 108 veelvuldig voor, maar behalve *Cynosurus cristatus* voert *Calligonella cuspidata* de boventoon. Naast o.a. *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense* (Rode klaver), *Cerastium fontanum* subsp. *vulgare* (Gewone hoornbloem) en *Taraxacum* spec. (Paardebloem), alsmede *Leontodon saxatilis* (Kleine leeuwetand), *Hypochoeris radicata* (Gewoon biggekruid) en *Plantago lanceolata* (Smalle weegbree), komen ook in belangrijke mate voor: *Dactylorhiza majalis* subsp. *praetermissa*, *Carex distans*, *Phragmites australis* (Riet), *Cardamine pratensis* (Pinksterbloem) en *C. cuprina* (Valse voszegge). Deze vegetaties zijn allemaal gelegen in 'De Lasten' en bestaan merendeels uit opnamen van 2002.

Type 107 'Lolio-Cynosuretum met *Salix repens* & *Leontodon saxatilis*'

Karakteristiek

Deze vegetaties staan wat droger, met struweelvorming door *Salix repens* en in mindere mate *S. cinerea*.

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), Calthion palustris (16Ab).

Type 108 'Lolio-Cynosuretum met *Festuca rubra* & *Calliergonella cuspidata*'

Karakteristiek

Dit type kent de struweelontwikkeling van *S. repens* (nog) niet, en indiceert verder wat nattere omstandigheden: hoge bedekkingen van *Calliergonella cuspidata* en het verschijnen van *Myosotis laxa* subsp. *cespitosa* (Zompvergeet-mij-nietje) en *Mentha aquatica* (Watermunt), met hier en daar plekken van *Juncus gerardi*.

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2).

Syntaxonomie

Mengeling van het Caricion davallianae (9Ba) en elementen van het Calthion palustris (16AB) of hogere eenheden van de laatste (Molinio-Arrhenatheretea, 16).

Hierna belanden we in het tweede cluster (typen 109 t/m 115) van de hoofdingeling die TWINSPAN als eerste aanbracht. Deze typen omvatten vooral vegetaties van meer dynamischer omstandigheden: de typen 109 t/m 112 (zompige) hooilanden onder vooral meer natte omstandigheden en met restanten onder meer of minder zilte invloed; en de typen 113 t/m 115 bestaande uit opnamen van riet- en biezenvegetaties. In 109 t/m 111 vonden de meeste vegetatieveranderingen plaats.

De typen 109 en 110 hebben vooral betrekking op de matig voedselrijke overgangen van de eerder genoemde vegetaties van het Lolio-Cynosuretum (zie opmerking hierboven over het Calthion palustris) naar het Lolio-Potentillion anserinae (Zilverschoon-verbond). *Dactylorhiza incarnata* (Vleeskleurige orchis), *Juncus gerardi* en *Trifolium repens* (Witte klaver) komen in belangrijke mate voor. Ook deze vegetaties zijn alle gelegen in 'De Lasten'. 109 bestaat vooral uit opnamen uit 1998 en 110 vooral uit opnamen uit 2002.

Type 109 'Lolio-Potentillion met *Cynosurus cristatus* & *Festuca rubra*'

Karakteristiek

Bij dit type heeft de vegetatie wat meer een Lolio-Cynosuretum-inslag, met wat minder 'storing'. *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*, *Cerastium fontanum* subsp. *vulgare* en *Taraxacum* spec. komen nog voor.

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2).

Syntaxonomie

Mengeling van het Caricion davallianae (9Ba), Calthion palustris (16AB) en elementen van het Lolio-Potentillion anserinae (12Ba) en Nanocyperion flavescens (28Aa).

Type 110 'Lolio-Potentillion met *Salix repens* & *Juncus gerardi*'

Karakteristiek

Bij dit type is er wat meer sprake van een Lolio-Potentillion anserinae-inslag, en wat meer 'storing', maar *Dactylorhiza majalis* subsp. *praetermissa* komt nog voor. *Trifolium fragiferum* (Aardbeiklaver), *Lolium perenne* (Engels raaigras) en *Odontites vernus* (Rode ogentroost) treden op de voorgrond.

Er is struweelontwikkeling met *S. repens*, terwijl de toekomstige struweelontwikkeling met *Hippophae rhamnoides* (Duindoorn) zich reeds aandient.

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2).

Syntaxonomie

Caricion davallianae (9Ba), Calthion palustris (16AB), Nanocyperion flavescentis (28Aa) en Lolio-Potentillion anserinae (Triglochino-Agrostietum stoloniferae, 12Ba2).

De typen 111 en 112 bestaan vooral uit voedselrijke vegetaties van het Lolio-Potentillion. *Cynosurus cristatus* komt bijna niet meer in de opnamen voor. Naast nog steeds *Calliargonella cuspidata*, treedt *Drepanocladus aduncus* (Gewoon sikkelmoss) voor het eerst op, alsmede de belangrijke storingsindicator *Rumex crispus* (Krulzuring). *Odontites vernus* bereikt hier haar hoogste bedekking. De vegetaties van type 111 en 112 bieden refugia voor belangrijke halofyten als *Triglochin maritima* (Schorrezoutgras), *Glaux maritima* (Melkkruid) en *Plantago maritima* (Zeeveegbree), welke herinneren aan de jongste geschiedenis van het gebied.

Het Lolio-Potentillion (111 en 112) is hier wat soortenarmer dan het Lolio-Cynosuretum (107 en 108), en de overgang daartussen (109 en 110) dat ook wat soortenrijkdom betreft een tussenpositie inneemt.

Type 111 'Lolio-Potentillion met *Juncus gerardi* & *Odontites vernus*'

Karakteristiek

Juncus gerardi komt in dit type veelvuldig tot dominantie. De opnamen van deze vegetaties komen alle voor in 'De Lasten' en stammen merendeels uit 2002.

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2), Binnendijkse zilte graslanden (9.4).

Syntaxonomie

Lolio-Potentillion anserinae (Triglochino-Agrostietum stoloniferae, 12Ba2) met (enkele) elementen van het Nanocyperion flavescentis (28Aa), Saginion maritimae (27Aa), Juncetum gerardi (26Ac1) en Caricion davallianae (9Ba).

Type 112 'Lolio-Potentillion met *Rumex crispus* & *Phragmites australis*'

Karakteristiek

Type 112 kenmerkt zich doordat *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*, *Trifolium dubium* en *Calliargonella cuspidata* (bijna) geheel verdwenen zijn. *Agrostis stolonifera* (Fioringras) en *Phragmites australis* zijn dominant. De opnamen van type 112 zijn van 'gemengde herkomst': 'De Lasten' (n=6) en 'Het Landje van Juffrouw Alie' (n=2).

Subdoeltype

Kamgrasweiden en zilverschoongraslanden (9.2), Binnendijkse zilte graslanden (9.4).

Syntaxonomie

Lolio-Potentillion anserinae (Triglochino-Agrostietum stoloniferae, 12Ba2) met elementen van het Caricion davallianae (9Ba).

De typen 113 t/m 115 bestaan uit riet- en biezenvegetaties die wel tot de soortenarmste, maar niet minder karakteristieke, vegetaties van het gebied behoren.

Type 113 'Phragmition met *Eupatorium cannabinum*'

Karakteristiek

Dit zijn voedselrijke rietvegetaties met ruigtkruiden zoals *Eupatorium cannabinum* (Koninginnekruid, ook wel Leverkruid genoemd) kenmerkend is, maar ook *Angelica sylvestris* (Gewone engelwortel), *Scirpus maritimus*, *Agrostis stolonifera*, *Myosotis laxa* subsp. *cespitosa* en *Mentha aquatica* komen voor. Op een na, komen al deze opnamen uit 'De Lasten'.

Subdoeltype

Primaire verlanding, grote-zeggenvegetaties en natte ruigten (7.1).

Syntaxonomie

Phragmition australis (8Bb), Convolvulo-Filipenduletea (32).

Type 114 'Phragmition met *Cirsium palustre*'

Karakteristiek

Deze vegetatie (met twee recente opnamen) komt uitsluitend voor langs de voormalige krekken in 'Het Landje van Juffrouw Alie' en bestaat uit matig voedselrijk, zoet moeras met rietvegetaties waarin *Cirsium palustre* (Kale jonker), maar vooral *Drepanocladus aduncus* (Gewoon sikkeltmos) en soorten als *Myosotis laxa* subsp. *cespitosa*, *Mentha aquatica*, *Galium palustre* (Moeraswalstro) en *Lycopus europaeus* (Wolfspoot) voorkomen.

Subdoeltype

Primaire verlanding, grote-zeggenvegetaties en natte ruigten (7.1).

Syntaxonomie

Phragmitetalia (8B), Convolvulo-Filipenduletea (32).

Type 115 'Scirpus maritimus-vegetatie'

Karakteristiek

Deze vegetatie bestaat uit een (recente) opname uit 'De Lasten'. De biezenvegetatie komt voor in depressies in het noordoostelijke deel van het terrein en bestaat louter uit *Scirpus maritimus* (Heen, ook wel Zeebies genoemd) en *Atriplex prostrata* (Spijesmelde).

Subdoeltype

Binnendijkse zilte graslanden (9.4).

Syntaxonomie

RG Scirpus maritimus-[*Asterea tripolii*] (26RG1).

Bijlage 3 Summary

Objectifying thematic, spatial and temporal aspects of vegetation mapping for monitoring (see also Sanders et al. 2004).

Introduction

Vegetation monitoring is used to assess changes in vegetation. The aim of monitoring is usually related to the detection of effects of environmental changes, or to evaluate conservation or management strategies. Examples are the influence of soil subsidence as a result of gas extraction on the vegetation on the island of Ameland in The Netherlands, vegetation succession in dunes or effects of nature management by grazing and cutting.

A common method to monitor species composition is to study vegetation in permanent plots. A permanent plot is an area of a limited size (for example 4 m²) where the vegetation is described at certain time intervals by making a list of plant species and estimating their cover. Permanent plots describe the changes in plant species composition accurately. It is considered most efficient to choose the location of the plots on the basis of prior knowledge of the direction and scale of the expected changes. A disadvantage of permanent plots is their limited area (usually a few square meters); therefore they may not be spatially representative for the entire terrain. Moreover, the plots can only be located at representative sites, the first time they are recorded. In the course of time vegetation will change and these sites may lose their representativity.

A common method to obtain vegetation information covering the entire terrain is mapping. Vegetation mapping comprises delineation, often supported by aerial photo-interpretation, of pre-defined plant communities that are described by vegetation plots or relevés. In this study, the plant communities of a local, national or any other classification system are called vegetation types. It is more efficient to map vegetation types than to map separate plant species because there are usually hundreds of species. Common aims are the detection of vegetation patterns and the estimation of the area covered by various vegetation types. Nature management organisations use vegetation maps to plan and evaluate their management.

Many studies use sequential maps for monitoring although their utility is poor since there are various causes for uncertainty. The vegetation types, discerned over time in sequential maps, are often incomparable and the boundaries may shift between maps due to inaccuracies. Moreover, the species composition of a vegetation type may vary from place to place and overlap with other types. This makes it difficult for a surveyor to recognise and delineate types in the field. It may lead to interpretation differences between surveyors, especially in gradients where boundaries have to be drawn according to personal judgement. Sometimes, the number and definition of vegetation types have to be adapted during fieldwork because a vegetation stand does not fit a pre-defined type; or aggregated types or transition types have to be delineated. Recognition of vegetation types in the field and delineation of these patterns become dependent on the experience and the knowledge of the surveyor, and are thus subjective. These interpretation differences cause inaccuracies when vegetation changes have to be identified and quantified with sequential maps. Several studies have tried to handle this subjectivity. A solution might be to use the old boundaries of a previous map, fuzzy logic or to apply a grid comparison. However, we believe that vegetation maps made by delineation of vegetation types in the field are imprecise, inaccurate and too subjective to monitor changes in plant species composition and vegetation.

Aim

The main question is: How can vegetation mapping and monitoring be objectified but still be kept flexible? Objective means determined without the influence of one's judgement or intuition. Decisions made during fieldwork, which may lead to differences in judgement, should be minimised. All decisions to be made before fieldwork should be clear, well defined and well founded because it is impossible to go back in time to collect additional field data. A consequence of objectivity is that all steps in the method are determined and fixed. However, the method should also be flexible to be generally applicable. This means that the method can be adapted to different and changing circumstances, monitoring aims and purposes. Flexibility is an advantage in the long term because ecological issues, classification systems, expert views, technology and techniques may change. In conclusion: data collection should be objectified as much as possible, and classification to vegetation types or presentation in tables or maps should be flexible.

The basic assumption and starting point of this study is declared in two theses.

(1) The basic data of plant species composition collected in the field will remain interpretable for a very long period of time, while vegetation types will be outdated within decades. Plant species are usually well defined in floras.

(2) The basic geometrical data collected by remote sensing will remain interpretable for a very long time, while boundaries mapped in the field will not.

A consequence of these theses is that fieldwork should neither concentrate on drawing boundaries nor on identifying vegetation types. It should concentrate on the elementary units of the vegetation, which are the plant species. In that case, the classification of species composition to a vegetation type and the delineation of differences in species composition become 'desk work' afterwards depending on the aim of mapping. It should be stressed at this point that processing of the field data can have at least two different aims, namely mapping (i.e. producing a map that is a representation of the terrain's vegetation), or monitoring (i.e. detecting the changes in the vegetation and its spatial pattern). Usually these aims are combined by using sequential mapping as a tool to monitor vegetation. In our method, monitoring is even possible without making any map, thus avoiding the inaccuracies that are inevitable in the process of mapping.

This study comprises:

- A description of a method for objectifying vegetation mapping and monitoring.
- An application of the method to an area in the Netherlands.
- A demonstration of the objectivity of the method.
- A demonstration of the flexibility of the method.

Proposed method

A common method to monitor species composition is permanent plots, and a common method to delineate vegetation boundaries is image interpretation and interpolation of point samples. Therefore, the proposed method is an interpolation of a spatially representative sample of permanent plots combined with aerial photo interpretation. Spatially representative refers to a sample design fit to map spatial patterns in the vegetation. This approach corresponds to the mathematical-statistical orientation and to the continuum concept. New is to use a spatially representative sample design of permanent plots for monitoring and mapping of both species composition and vegetation types.

In our method, the following steps are distinguished:

I. Preparation: take spatially representative sample points

Decision 1: choice of sampling design (i.e., the method to determine the location of the plots)

Decision 2: choice of sample density (i.e., the number of plots/ha)

Decision 3: choice of plot size and shape

- II. Fieldwork: locate plots with DGPS, make a list of all plant species and estimate their cover by eye
 - III. Digitise and classify species lists per plot
 - Decision 4: choice of classification method
 - IV. Interpolate points (plot location) to polygons, combine the interpolation with a remote sensing interpretation in GIS
 - Decision 5: choice of interpolation method
 - V. Repeat step I to IV several years later to monitor the changes
 - Decision 6: choice of rotation scheme (i.e., the 'turnover' of the plots over time)
- Step I and II should be objectified as much as possible. Step III, IV and V should be flexible so it can be adapted to the aim of the study or the specific views of the surveyor. The decisions we made are described below using a case study in The Netherlands.

Application of the method in a study area

The method was applied to two grasslands in the Lauwersmeer area. The Lauwersmeer is a nature reserve of 4617 ha in the North of The Netherlands that used to be an inlet of the Wadden Sea. The present lake was dammed off from the Wadden Sea in 1969 and the former tidal sand flats became colonized by vegetation. At this moment, most of the area is open water, forest or grazed rough grassland. Small parts are species rich grasslands that are mown once a year. Two of them, ca. 53 ha ('De Lasten' 30 ha and 'Het Landje van Juffrouw Alie' 23 ha), were surveyed for this study in 1998 and in 2002. To save space, the figures presented to illustrate the method only pertain to 'Het Landje van Juffrouw Alie' abbreviated as Juf.Alie.

Preparation

The first three decisions we had to make were about sampling method, sample density, and plot size and shape. Plot size has been the subject of study for many years. In grasslands, plots of 1 to 16 m² are commonly used. We chose 4 m² because it is roughly the largest area that can be viewed without disturbing the plot. Regarding the plot shape we chose a circle ($r = 1.13$ m) because the perimeter length is less compared to a square (less edge effects) and moreover only the centre point has to be measured with DGPS and stored in GIS instead of 4 corners or a direction of the sides.

A starting point to determine sample density can be the minimal mapping unit, which is considered to be 0.25 cm² on a map. This minimal mapping unit directs the maximum point density. For a 1:10 000 map, the minimal mapping unit is 50 * 50 m², which results in a sample density of 4 points/ha. However such a high density is only efficient when the vegetation is highly variable. We chose a sample density 1 plot/ha in 1998 to begin with, and made sample density a subject of study. In 2002 we chose 2 points/ha: the old sample set of 1998, and a new sample set. The new sample set is made with the same sample method as in 1998. From these two sets, it is possible to study the influence of sample density.

As a sampling method we used a stratified systematic unaligned design. This sampling design estimates areas of mosaics of vegetation types slightly, but significantly more efficiently than random, stratified random or systematic sample designs. The stratified systematic unaligned sample comprises both a systematic and a random element. Stratification is on the basis of a regular grid, i.e. without prior knowledge of the study area. The grid cells are 100 * 100 m², and each grid cell contains one plot. All plots in the first row get a random Y and all plots in the first column get a random X relative to its cell's sides. All other plots get their co-ordinates relative to their cell's sides from the first row and column (Figure 2).

Fieldwork

The exact location of the plot must be marked in the terrain. An accuracy of several meters reached with a handheld GPS is insufficient, because species composition may vary considerably on a scale of meters. Therefore we used a DGPS, which has an accuracy of one centimetre. An advantage of this method is that the plot does not have to be marked permanently to relocate it later.

In the plot all plant species in all states have to be identified. In reality, two or more species (often rare or small vegetative plants) per plot are overlooked. It is advised to increase accuracy by having two botanists analyse each plot independently. In our study two experienced surveyors collected the field data, although not independently. They made a plant species list of every plot, estimated by eye the cover of each species.

Digitise and classify species lists per plot

The species list of every plot was digitised and checked to eliminate mistakes. The species composition of the plots was classified by using the program TWINSpan, a dichotomised ordination analysis. We decided to use TWINSpan, but it is possible to use any other classification method. This classification is unsupervised, i.e. the rules for subdivision of the data set search for natural breaks in the species composition of the plots. The significance of the classes made by TWINSpan was evaluated by expert judgement and the classes were assigned an indicative class name. The resulting vegetation classification system is only valid within the mapped area and represents the local variation in the vegetation. The area of the vegetation types was calculated from the number of plots per type assuming that a plot is representative for 1 ha. This emphasises the importance to study the influence of sample density.

Interpolate plot locations to polygons, combine with remote sensing in GIS

The available photographs were black and white panchromatic in 1995. They were scanned, georeferenced and resampled to an image of pixels with 2 m resolution and a geometric accuracy of less than one pixel. The aerial photos showed only gradual transitions in the vegetation, except for forest and former tidal stream channels. These former channels were identified and interpreted semi-automatically on the image (Figure 5). The boundaries were checked in the field.

The gradual transitions were mapped by interpolating the sample points with a perpendicular bisector. The resulting map units are called Thiessen-polygons (see boundaries of Figure 4). In this way the best information about an unvisited point can be gleaned from the data point nearest to it. Thiessen-polygons are probably best for qualitative (nominal) data from point patterns. We decided to use Thiessen-polygons, but it is possible to use any other desired interpolation method.

The resulting map of former stream channels was combined with the interpolated map. The hard boundaries from the image overrule the gradual variation represented by the Thiessen-polygons. The angular boundaries of the Thiessen-polygons were smoothed in order to increase the readability of the map and to facilitate its acceptance.

Monitoring of the changes

In 2002, all plots of 1998 were surveyed again (set 1), and a new set of sample plots was drawn, again using the stratified systematic unaligned design (set 2). Hence, in 1998 the sample density was 1 plot/ha and in 2002, 2 plots/ha. A Steinhaus-coefficient was used to quantify the change in the vegetation. The Steinhaus-coefficient measures the similarity between vegetation samples or sets of samples. It is an index based on the number of species both samples have in common and have not in common and weights the species

according to their abundance. A frequency table of set 1 (1998) and set 1 (2002) was made and a Steinhaus-coefficient between these sets was calculated.

Change detection can be applied to many variables of the plots. For example which plant species appear or disappear from how many plots. The disappearance, appearance or cover change of indicative plant species tells an experienced plant ecologist what processes are active in the terrain. Furthermore, these processes can be revealed with indicator values by analysing the change in average values per plot. Also, a biodiversity index, the 'evenness' or simply the number of species per plot can be used to quantify local 'biodiversity' change. And finally, the change in vegetation types and patterns can be assessed. For this purpose the plots of 1998 were classified again in TWINSpan, but now together with the 2002 plots. This may result in a different classification for the 1998 plots compared to the classification based on the 1998 plots only.

Optimal density of sample points

The influence of the sample density was analysed by a species approach and a vegetation pattern approach. The species approach is similar to the method that is sometimes used to determine plot size, which is by using a species-area curve. The minimal plot size for sampling a plant community corresponds to the point at which the curve of species numbers against plot size levels off. In our case: the minimal sample size for sampling a terrain corresponds to the point at which the curve of the total species number vs. plot density levels off. Hence, we use the sample size instead of plot size on the X-axis, and the total number of species instead of the number of species per plot on the Y-axis.

The vegetation approach is based on the assumption that the location of vegetation types should be stable. That is, a vegetation type at a certain location on the map should not disappear from the map when a single sample point is left out. In other words, every plot representing a certain type should have at least one neighbouring plot with the same type.

Results

Vegetation map

The vegetation map based on the TWINSpan classification of the plots combined with remote sensing information is shown in Appendix 4 (Bijlage 4). The boundaries based on the aerial photographs are sharp and presented as thin black lines on the map. The boundaries of the Thiessen-polygons represent gradual transitions in species composition and are presented as thick dashed grey lines on the map.

Monitoring changes

The plots made in 1998 were classified together with those made in 2002. We prefer a new classification from scratch above the one made in 1998 because extrapolation in space and time is always tricky. Table 3 shows the number of plots per vegetation type in 1998 (set 1) and in 2002 (set 1 and set 2), and it shows the changes in types between 1998 and 2002. The changes in vegetation are due to an increase of *Calamagrostis epigejos*, *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*, *Rhynchospora squarrosus* and *Salix repens* and a decrease in *Parnassia palustris*, *Centaureum erythraea*, *Sagina procumbens* and *Dactylorhiza majalis*. In ecological terms this can be interpreted as a gradual change of dune slack vegetation into grassland with tall forbs and scrub. The vegetation changes might be indicative for certain environmental changes. These changes can be assessed from the difference in average Ellenberg values per plot between the years. This is exemplified here by the change in average Ellenberg acidity indicator value (Appendix 4). The Ellenberg values indicate that two patches became more acid (red) and five patches on the edge of the study area became less acid.

The best estimate of the area per vegetation type is the number of plots per type (1 plot = 1 ha). Table 3 also shows the difference in number of plots per vegetation type between set 1 and set 2 (column 9). In five vegetation types the difference between set 1 and set 2 is more than one plot. Both sets (column 7 and column 8) should estimate the area of the vegetation types independently. However, when there are only a few plots per vegetation type, the estimation becomes less accurate. Also, the total number of plots per set differs: 55 and 52, respectively. Hence, the estimate of the total mapped area is 55 and 52 ha, while the area is measured in GIS 53.3 ha. This difference is due to edge effects, because many cells of the sampling grid are only partly inside the study area. In fact, ca. 50 plots may actually be too few for a study site of 53.3 ha. The estimate of the total mapped area based on 2 points/ha approaches the GIS-area (53.5 ha, column 10 in Table 3).

Table 3. (par. 3.2.2) Number of plots per vegetation type in 1998 (column 3) and 2002 (set 1 column 7 and set 2 column 8), the change in number of plots per type between 1998 and 2002 (column 4-6), the difference between sample sets 1 and 2 in 2002 (column 9), and the surface area estimated on the basis of the complete 2002 data set (column 10). The type nr. (column 2) are arbitrary, they link this table to the maps in appendix 4.

Over the entire study area, the sequential data sets (set 1 in 1998 and 2002) have a similarity (Steinhaus coefficient) of 84.5 %. The change in species composition per plot was also determined. Table 2 shows a list of species that appeared in or disappeared from five or more plots. The dune slack species *Dactylorhiza incarnata* disappeared from most plots and the grassland species *Agrostis stolonifera* appeared in most plots. It is not efficient to discuss change patterns of all 160 species separately. Therefore, only a map of change in the number of species per plot was made (Appendix 4). The number of species seems to decrease on the edges of the study area, and to increase in the middle.

Table 2. (par. 3.1) Change in species between 1998 and 2002

Optimal density of sample points

A species based approach was used to determine optimal plot density: the species-area curve (Figure 7). In this study a log-linear species-area curve was assumed. The curve is expected to level off to approach a limit (namely, the total number of plant species present in the area) as total plot area increases. According to the curve, the number of species increases from an average of 100 to ca. 130 and 160 with an increasing plot density of 0.5, 1 and 2 plots/ha. This implies that on a log linear scale, the curve does not level off between those densities.

The similarity of the two spatially different data sets (set 1 and set 2 in 2002) measured as a Steinhaus coefficient is 88.6%. There is only a small difference in total number of species between set 1 and set 2 (Fig. 7): 134 and 129 respectively. However, the two sets have only 104 species in common. When the similarity is 100% set 2 is redundant compared to set 1. At a sufficient sample density the similarity between the two sets should approach the 100%. We consider a similarity of 95% sufficient, which implies that 1 plot/ha is not sufficient. A sample density of 2 plots/ha would be better, however on the basis of the present data it is not possible to decide whether 2 plots/ha is really sufficient.

The vegetation approach assumes that every plot with a certain vegetation type needs at least one neighbour with the same type to ensure a stable pattern when one plot is left out. The interpolated map with Thiessen-polygons was used to count the number of neighbours per polygon with the same vegetation type (Table 6). Most polygons (74%) have one or more neighbouring polygons with the same type. The remaining 26 % of the polygons have no neighbours with the same vegetation type and thus are vulnerable to

cancellation of plots. These polygons are mostly found near the perimeter of the study area and in the former stream channels, i.e. in highly variable vegetation. Hence, 2 plots/ha are sufficient for most of the area, but in some parts a higher sample density is necessary.

Table 6 (par 3.4). Number of neighbours with the same vegetation type per polygon in Juf.Alie.

Discussion

Sampling design

The objective sampling design is meant to be representative for the terrain under study. In this design, any prior knowledge of the vegetation types is not relevant. The subjective selection of sample sites is meant to represent all variation in vegetation types in the terrain. In this design one should select sample plots mainly to promote a conclusive recognition, description, definition and differentiation of vegetation types. Extensive prior knowledge of the study area and the vegetation classification system is essential. Lack of prior knowledge and gradual transitions between vegetation types make the selection of plot locations subjective, because before sampling, it would be impossible to judge whether individual vegetation stands are different or not. On the other hand, rare vegetation stands or plant species can be explicitly included in the subjective selection of sites. These types may be important or interesting because they have a special protection status, for example, nature target types or target species. The probability to hit rare species or types with a stratified systematic unaligned design is low. With a sample density of 1 point/ha, a type should cover at least *ca.* one ha. When the area of a vegetation type or the plot density is larger, the estimated cover of this type is more accurate. For most of the vegetation types 2 plots/ha seem to be sufficient. Increasing overall sample density would require an extremely dense network of plots just to accurately estimate the area of rare types. This would disproportionately increase the number of plots in common types, which would make the method inefficient.

Stratified random sampling on the basis of strata derived from aerial photo interpretation is commonly used. Photo interpretation is rather objective when abrupt transitions in vegetation structure are present in the area, but subjective for gradual transitions. For that reason, the strata are not stable and undermine a design fit to estimate areas of mosaics of vegetation types. Instead of using photo interpretation beforehand, we add the interpretation afterwards to create a more readable and recognisable vegetation map. In the same sense, it is possible to add rare but important vegetation stands mapped separately during fieldwork, in a less objective way. While placing the sample plots and describing them, the terrain is systematically crossed, and rare types can be mapped in a separate GISlayer. We therefore advise to build the vegetation map as a union of the following layers: the Thiessenpolygons from the stratified systematic unaligned design, the photo interpretation, and the separately mapped rare types.

Spatial autocorrelation and interpolation

For estimating the standard error of the mean of an area, samples should not be autocorrelated. Classical hypothesis testing makes the assumption that the observations are independent from one another, while this condition is not met by data that are autocorrelated through space. Any ecological phenomenon found at a sample point may have an influence on points located close by or even at some distance away. Therefore, we assume it is allowed to interpolate between plots to create a map. We did not measure the distance at which spatial autocorrelation occurs (the 'range'), and for vegetation this distance may strongly vary from site to site.

It is common practice in soil science to make a map by interpolating point samples. A sampling design based on the mapping scale is used. The soil samples are described, classified according to a reference system, and the boundary of map units are made by interpolation based on field characteristics. Marsman and De Gruyter studied two sample methods (subjective and objective, i.e. random) and two methods of boundary delineation (subjective by using field characteristics and objective by using Thiessen polygons) and their influence on map accuracy and readability. They conclude that soil maps with field delineation achieved a better quality and readability than soil maps with Thiessen polygons. In our study, better readability of the angular boundaries of the Thiessenpolygons is achieved by smoothing them. A supplementary study to assess the quality of the map in relation to other mapping methods is still to be performed.

Classification and mapping vegetation types

Classification is in essence abstraction; that means to express reality by way of a limited number of diagnostic characteristics and thus a loss of information. The plots are assigned to a vegetation type based on the presence of characteristic species. However, not all characteristic species are present in all plots that belong to a certain vegetation type. Hence, classification may introduce a large inaccuracy.

It is demonstrate in literature that the spatial agreement in pairwise comparison of vegetation maps from a study site in the UK made by six different surveyors was only 25%. The agreement of all six maps was only 8% of the total study area. Spatial errors in positioning of boundaries occurred but were a relatively minor source of the differences between the maps. The majority of differences were due to classification errors. Types with similar species composition were frequently confused. This confusion of types counts in favour of classification to vegetation types after data collection by fieldwork. Also, vegetation types are not suitable for monitoring because species cannot be grouped into classes with clear boundaries. He suggests recording the abundance of individual species because this would be more precise than recording vegetation types. It is found that large uncertainties in species composition of a vegetation type hampered an accurate change detection.

The surveyors in an English study also made relevés to obtain additional information on the mapped vegetation. The Steinhaus similarity between the species lists from pairs of surveys ranged from 19 to 64%. The surveyors reported problems in mapping boundaries in transition zones, with mosaics within a mapping unit, and in distinguishing closely related vegetation types.

Boundaries

Sharp boundaries are often man made for example (former) trails or differences in management. They may also be due to steep environmental transitions. Gradual transitions in vegetation often correspond to gradual transitions in environmental factors like soil and hydrology. Some transition zones are so gradual that there may, in fact, be no place where a boundary line is justified. Kuechler and Zonneveld suggest one to decide arbitrarily how much of an admixture may be tolerated in a type and draw the boundary accordingly. Surely, this may introduce a large inaccuracy. A solution lays in mapping different boundary classes. The boundaries on a map are represented as sharp lines while often they should be interpreted as gradients in the vegetation. Visualisation in a GIS provides many opportunities to illustrate differences in gradients, by using line thickness, colour, and intersection. In our study, we mapped sharp boundaries with thin black lines and gradients with grey thick dashed lines. However, GIS-analyses become complicated when such a map is combined with other maps.

A scale related problem is the mapping of mosaics of several types per unit without boundaries. Mosaics become a problem when comparing (sequential) maps for monitoring. It is impossible to determine which part of the mosaic has changed. Theoretically all combinations are possible which may not have occurred in reality. For an accurate comparison of (sequential) maps, mosaic mapping should be avoided. When using permanent plots for monitoring, vegetation mosaics are no problem.

Conclusions

Permanent plots in a spatially representative sampling design are suitable both to make a vegetation map and to perform an accurate monitoring of a terrain. The method avoids mapping problems such as the need to recognise poorly separated types in a consistent way, to draw boundaries in gradients, or to map mosaic types. Secondly, the method avoids monitoring problems such as the need to determine the exact change in species composition on the basis of (sometimes poorly defined) vegetation types.

Permanent plots in a spatially representative sampling design are an objective and flexible method. The data gathered by fieldwork are considered the basic data. Surveyors do not need to make subjective decisions during fieldwork based on their personal judgement, knowledge and intuition. The choices that are made (sample design, sample size and plot size) are well described, unambiguous and cannot be interpreted differently by other surveyors using the method. The classification and interpolation methods become a desk study after the field work and thus can be adapted to specific views or needs depending on the aim of the study. When ecological issues, classification systems, expert views, technology or techniques change, classification and interpolation can be adapted accordingly.

Bijlage 4 Met TWINSPAN geordende soorten-opnamen-vegetatietabel.

Het clusternummer waartoe een vegetatieopname behoort, is als laatste regel in de tabelkop in vet aangegeven. De markering van de oorspronkelijke 43 TWINSPAN-clusters is gehandhaafd. De hoofdingeling die TWINSPAN als eerste aanbracht, ligt tussen de clusters 8 en 9, en is met een dubbele lijn gemarkeerd. LVJA = deelgebied 'Het Landje van Juffrouw Alie' en DL = deelgebied 'De Lasten'. Soorten die slechts eenmaal voorkomen, staan onder de witregel.

Bij 'Nr vegetatieopnamen '98' zijn de nummers die beginnen met '13.' gelegen in LVJA, en met '1.' gelegen in DL; alle vegetatieopnamen zijn gemaakt in 1998. Bij 'Nr vegetatieopnamen '02' zijn de nummers eindigend op 01 te lezen als set .1 (zie bijlage 2), en 02 te lezen als set .2 (zie bijlage 2); alle vegetatieopnamen zijn gemaakt in 2002.

TWINSPAN classificeert standaard alle vegetatieopnamen tot op het zesde niveau. Dit resulteerde in 43 groepen van vegetatieopnamen. De TWINSPAN-classificatie tot en met het 4^e splitsingsniveau met 15 groepen van opnamen is uiteindelijk gekozen omdat dit, naar ons oordeel (ecologisch zinvol, herkenbaar), het best bij het veld passende en karteerbare vegetatietypen opleverde. De keuze van aanvaardbare vegetatietypen kwam tot stand op grond van ons eigen oordeel. TWINSPAN produceert een geordende soorten-opnamen-vegetatietabel en een determinatietabel.

Tabel deel 1 (2002/08/16 - 18:07:51)

Opnamenummer	Turboveg	11	122	1	11	1111	1111111	11111112	11	11	1	1222	1	1	11111	11	111	11	11				
5	479	900	5	457	479	56	557789	47778899	455566688990	4678	599	68	7000	46	46	300000	1	11	1	011	11	00	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
4	2	5	14	1	33	23	1	2343	22	3	2	1	1	5	1	1	5	1	7	2	7	9	
4	0	2	10	7	73	61	9	3059	57	8	9	6	0										
Jaar	1	122	222	1	112	122	11	112222	12222222	111122222222	1122	122	12	2222	12	12	122222	1	22	1	1222	22	122
	9	900	000	9	990	900	99	990000	90000000	999900000000	9900	900	90	0000	90	90	900000	9	00	9	9000	00	900
	9	900	000	9	990	900	99	990000	90000000	999900000000	9900	900	90	0000	90	90	900000	9	00	9	9000	00	900
	8	822	222	8	882	822	88	882222	82222222	888822222222	8822	822	82	2222	82	82	822222	8	22	8	8222	22	822
Volgnummer		11		7	79		7789	7778899	66688990		78	99	8	7000	6	6		11		11	11		
	0	007	812	0	006	076	00	004555	01392601	000024578490	0021	023	09	8345	03	01	012345	0	59	0	0634	78	078
Nr vegetatieopnamen '02		21	414	1	13		2131	12 1 3	23 134	22	3	2	15	1	1	89666	63		674	63	85		
	0	07	004	1	73		6516	9079873	51302495	75	89	9	6412	6	0	15534	24		176	18	07		
	0	00	000	0	00		0000	0000000	00000000	00	00	0	0000	0	0	00000	00		000	00	00		
Deelgebied	0	012	121	0	001	011	00	001212	02221212	000022112211	0011	012	01	2221	01	01	011222	0	12	0	0212	12	012
	L	LLL	LLL	L	LLL	LLL	LL	LLLLLL	LLLLLLLL	LLLLLLLLLLLL	LLLL	LLL	LL	LLLL	LL	LL	DDDDDD	D	DD	D	DDDD	DD	DDD
	V	VVV	VVV	V	VVV	VVV	VV	VVVVVV	VVVVVVVV	VVVVVVVVVV	VVVV	VVV	VV	VVVV	VV	VV	LLLLLL	L	LL	L	LLLL	LL	LLL
	J	JJJ	JJJ	J	JJJ	JJJ	JJ	JJJJJJ	JJJJJJJJ	JJJJJJJJJJ	JJJJ	JJJ	JJ	JJJJ	JJ	JJ							
	A	AAA	AAA	A	AAA	AAA	AA	AAAAAA	AAAAAAA	AAAAAAAAAAAA	AAAA	AAA	AA	AAAA	AA	AA							
Aantal soorten	3	212	211	2	323	223	33	222223	22222222	122322233222	3223	332	33	2222	33	33	142222	3	22	2	2322	23	223
	0	555	168	2	131	020	60	831594	06380178	851069205872	8823	208	13	5616	07	59	954551	2	85	4	6078	52	490
Clusternummer	1	111	111	2	222	222	33	333333	33333333	333333333333	4444	444	44	5555	55	66	666666	6	77	7	7777	88	888

Dactylis glomerata	22	1...	23	22	...	33	1
Achillea millefolium	12	222	1
Cerasti semidecandrum	1	...	1
Erophila verna	1	...	1
Sedum acre	1	...	1
Vulpia myuros	1	...	1
Arenaria serpyllifolia	2	...	11	2	1	3
Bromus hordeaceus	2	152333	1
Apera interrupta	1	...	1
Brachythecium albicans	1	...	42	22	22	2
Bryum argenteum	1	...	1
Myosotis arvensis	1	11	1
Barbula hornschurchiana	11	2
Barbula unguiculata	1	...	1	1	1	1
Bryum bicolor	1	1
Tor rur var ruralifor	33
Cardamine hirsuta	11
Crepis capillaris	2	3224
Rhinanthus minor	1	2
Festuca ovin ssp cinere	1	...	3
Hypochaeris radicata	1	2	...	2	2	1	2	222	2	2	2222	2
Leontodon saxatilis	1	36	12	2	1	64	1	2425	3	23	...
Plantago lanceolata	3	1	14	2	423624	4	22	3	2222	2	2	...
Festuca ovi ssp tenuifol	2	2	...	2	2
Rumex acetosa	1	12	...	1	2	12
Medicago lupulina	3	2	25	23	2	1
Veronica arvensis	1	1	1	1	1	1	1	1

Holcus lanatus	3	353	555	6	243	445	22	222333	15323324	32213333.323	.2.3	222	43	6435	74	34	545544	1	45	.	3333	44	434
Poa pratensis	1	1.1	2..	1	221	122	.1	.2..11	1.1.1211	1131.1.2.212	2211	21.	11	122.	..	21	122233	1	.2	2	.121	21	222
Trifolium dubium	3	111	2..	2	321	232	22	12.122	21131212	112222311221	62.1	324	22	1312	11	1.	132212	1	22	2	1122	12	444
Calliergonel cuspidat	1	3	362	..2	12	575677	47627756	768778776788	7787	788	77	..2	26	24	616632	.	67	8	4988	78	888
Epilobium species	.	..1
Ranunculus acris1.	...3.2..	...	2..2	2.3	2.	...	
Centaurium pulchellum	1.	
Eleoc palus ssp unigl1...	4..2	5552	
Angelica sylvestris21...	1...	22	2.	2	..22	23	121	
Cynosurus cristatus	1.1	..	1..2.	...3.2..1	..11	..	.4..2	.	55	6	5665	55	.55
Vicia sativa1.	
Juncus articulatus	2	1..	121	..	11.	11.	2.	212222	11.11232	21.2.1413331	.221	123	11	...	11232	..	143		
Ranunculus repens	233	..	1.2	...	2.2...1	2.3	23	21	1.1...	1	.2	..	122.	22	.12
Phragmites australis	2.3	342	22	..	.2.233	.222.13.	22..42.321..	3..3	222	..	4..	23	..	1.2...	..	33	3	3343	33	334
Scirpus maritimus1.1...	122.	..1	..	1...	221	...	
Pellia species2	
Lycopus europaeus	1...	11.	
Cardamine pratensis	.	1..	1..	..	1..	1..1	11.22...	.1.2.111..2.	1112	212	.1	...	12	22	2	1122	22	122
Carex cuprina3...	...1...2.	2222	23.	32	...	12	2	.222	33	232	
Poa trivialis	3	1.1	1.	2	2..	.131.1	...	1..1	.1	21	..	23	.1	1212..	1	32	22	1.2
Potentilla anserina	1.31...	...	334412.	
Agrostis stolonifera	2	...	3.2	..	.12	..31.22	..2..13.	...2..22212.	.222	.13	.2	2.33	.1	5	.22	.2	1.2
Leontodon autumnalis	11.2	...	1	..	2	122.	..	222
Rumex crispus1	..	.13.2.	..	.2	..	21	..2
Bellis perennis12	
Plantago major1...	1.
Vicia cracca	122	
Eurhynchium praelongum	1.	1.	..1	
Carex extensa1...	
Campylium polygamum2...	
Myosotis laxa (s. cesp	11	...1...	11..	111	1.	.11	
Mentha aquatica	1121	1	..2	
Eupatorium cannabinum	1...	
Lemna minor	
Atriplex prostrata	
Drepanocladus aduncus	1.	
Rumex conglomeratus	
Dactylorhiza incarnata	2	...	22.
Galium palustre1	1.	..
Juncus gerardi1	..	.2.1...	33.2.2.3221.	5212	5665	
Ranunculus sardous	
Trifolium repens	2	1.1	..1	1	1..1.	..1...	..11...112...	2	2.	.23
Trifolium fragiferum	2...3.	
Lolium perenne1.2..2	
Odontites vernus	1...	
Triglochin maritima	
Alopecurus geniculatus	
Festuca arundinacea	
Glaux maritima1	
Plantago maritima	
Juncus bufonius11	
Cerastium glomeratum	1	
Trifolium campestre	2.	
Festuca ovina1	
Trifolium arvense1	
Hypnum cupressiforme2	
Tortula species1	
Sonchus arvensis2	
Bryum barnesii1	

Opnamenummer Turboveg	1	11	1	11	1		11111111111111	111111	1	11111111111111	111	1111	1	122	1	11	1	Opnamenummer Turboveg			
	1	1101	5	222	111333	11	122333	3333344444556	133344	2335	31222223444556	2556	3	2225	22	68	24	2600	5	88	6
	0	6791	0	7401	128793	03	435138	4578902689146	212613	2455	66237890457680	7797	2	4563	01	13	90	8867	2	04	9
Nr vegetatieopnamen '98		11		11	11111	11	1111111			111	1		1	1	11	1	11	1			
		3	.3	.			
		77		69	77811	77	789191			899	1		1	1	88	.	1.	1			
		89		10	34000	25	691020			834	0		0	0	67	3	12	0			
					36		5 4				2		7	9	2	94	8				
Jaar	2	1122	2	1122	111112	11	111111	22222222222222	222222	1112	12222222222222	1222	1	2222	11	12	11	1222	2	22	2
	0	9900	0	9900	999990	99	999999	00000000000000	000000	9990	90000000000000	9000	9	0000	99	90	99	9000	0	00	0
	0	9900	0	9900	999990	99	999999	00000000000000	000000	9990	90000000000000	9000	9	0000	99	90	99	9000	0	00	0
	2	8822	2	8822	888882	88	888888	22222222222222	222222	8882	82222222222222	8222	8	2222	88	82	88	8222	2	22	2
Volgnummer																		11			
	1	1	5	22		3		3333344444556	133344	5	1222223444556	556		2225		8		600	5	88	6
	0	0091	0	0001	000003	00	000000	4578902689146	212613	0005	06237890457680	0797	0	4563	00	03	00	0867	2	04	9
Nr vegetatieopnamen '02								1 1			1 1			11		1		1	1		
	5	77	4	53		3		7474980940495	537444	5	4730387035996	500		3880		3		056	1	21	5
	4	98	5	91		9		5367094185922	054041	5	2222683371342	897		0676		2		860	9	43	9
	0	00	0	00		0		00000000000000	000000	0	00000000000000	000		0000		0		000	0	00	0
	2	0011	2	0012	000002	00	000000	1212111121212	221222	0002	02121211122112	0211	0	2111	00	01	00	0122	1	12	2
Deelgebied	D	DDDD	D	DDDD	DDDDDD	DD	DDDDDD	DDDDDDDDDDDDDD	DDDDDD	DDDD	DDDDDDDDDDDDDD	DDDD	D	DDDD	DD	LL	DL	DDDD	D	LL	D
	L	LLLL	L	LLLL	LLLLLL	LL	LLLLLL	LLLLLLLLLLLLLL	LLLLLL	LLLL	LLLLLLLLLLLLLL	LLLL	L	LLLL	LL	VV	LV	LLLL	L	VV	L
																JJ	J			JJ	
																AA	A			AA	
Aantal soorten																					
	2	2232	3	2222	222222	22	221122	2232322232222	222222	1121	22221222221222	1211	2	2222	22	22	1	11	1	11	
	9	9719	9	2886	647504	51	957962	1309253608586	237398	9919	32767016496155	0280	0	7112	29	59	22	9229	0	28	3
Clusternummer																					
	8	8888	9	9999	999999	00	000000	00000000000000	000000	1111	11111111111111	1111	1	2222	22	22	33	3333	3	44	5

Dactylis glomerata2	Kropaar
Achillea millefolium	Gewoon duizendblad
Cerasti semidecandrum	Zandhoornbloem
Erophila verna	Vroegeling
Sedum acre	Muurpeper
Vulpia myuros	Gewoon langbaardgras
Arenaria serpyllifolia	Zandmuur
Bromus hordeaceus	Zachte dravik s.l.
Apera interrupta	Stijve windhalm
Brachythecium albicans	Bleek dikkopmos
Bryum argenteum	Zilvermos
Myosotis arvensis	Akkervergeet-mij-nietje
Barbula hornschurchiana	Vergeet smaragdsteeltje
Barbula unguiculata	Klei-smaragdsteeltje
Bryum bicolor	Grof korreltjes-knikmos
Tor rur var ruraliflor	Groot duinstertetje
Cardamine hirsuta	Kleine veldkers
Crepis capillaris	Klein streepzaad
Rhinanthus minor	Kleine ratelaar
Festuca ovin ssp cinerea	Hard zwenkgras
Hypochaeris radicata	Gewoon biggekruid
Leontodon saxatilis	2	2.22	.	..1.	..2.2	.	..1.	1.....	Kleine leeuwetand
Plantago lanceolata	.	222.	2	..2	..1.	Smalle weegbree
Festuca ovi ssp tenuifol	Fijn schaapegras
Rumex acetosa	.	1112	Veldzuring
Medicago lupulina	Hopklaver
Veronica arvensis	Veldereprijs

Carex species	Zegge (G)
Leucanthemum vulgare	Margriet
Sagina nodosa	Sierlijke vetmuur
Triglochin palustris	Moeraszoutgras
Galeopsis bifida	Gespleten hennepnetel
Phascum cuspidatum	Gewoon knopmos
Funaria hygrometrica	Gewoon krulmos
Vicia lathyroides	Lathyruswikke
Acer pseudoplatanus	Gewone esdoorn
Dicranum scoparium	Gewoon gaffeltandmos
Plagiothec denticulat	Glanzend platmos
Eurhynchium striatum	Geplooid snavelmos
Leptobryum pyriforme	Slankmos
Cephaloziella hampeana	Grof draadmos
Lophocol heterophylla	Gedrongen kantmos
Rosa rubiginosa	Egelantier
Brachytheci salebrosu	Glad dikkopmos
Alnus glutinosa	Zwarte els
Juncus conglomeratus	Biezeknoppen
Juncus effusus	Pitrus
Cephaloziella species	Draadmos (G)
Sambucus nigra	Gewone vlier
Carex arenaria	Zandzegge
Jun alpinoar ssp atri	Duinrus s.s.
Fissidens adianthoides	Groot veenvedermos
Ulmus species	Iep (G)
Ranunculus sceleratus	Blaartr. boterbloem
Samolus valerandi	Waterpunge
Epilobium palustre	Moerasbasterdwederik
Galeopsis tetrahit	Gewone hennepnetel
Calystegia sepium	3	Haagwinde
Dactylorhiza maculata	Gevlekte orchis
Scirpus lac s. taberna	Ruwe vies

Bijlage 5 Kaarten van ‘De Lasten’ en ‘Het Landje van Juffrouw Alie’.

Plaat 1. Links monitoring vegetatieveranderingen, rechts kartering en puntendichtheid.

Linksboven: de vegetatiekaart van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 1998 (legenda bijlage 2).

Linksmidden: de vegetatiekaart van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 2002 (legenda bijlage 2).

Linksonder: de verandering in vegetatietypen tussen 1998 en 2002 met steekproef 1 (set1)

Rechtsboven: de vegetatiekaart van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (1 opname/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Rechtsmidden: de vegetatiekaart van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 2 (1 opname/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Rechtsmidden: de vegetatiekaart van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 en 2 (2 opnamen/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Plaat 2. Links monitoring vegetatieveranderingen, rechts kartering en puntendichtheid.

Linksboven: de vegetatiekaart van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 1998 (legenda bijlage 2).

Linksmidden: de vegetatiekaart van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 2002 (legenda bijlage 2).

Linksonder: de verandering in vegetatietypen tussen 1998 en 2002 met steekproef 1 (set1)

Rechtsboven: de vegetatiekaart van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (1 opname/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Rechtsmidden: de vegetatiekaart van ‘De Lasten’ met steekproef 2 (1 opname/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Rechtsmidden: de vegetatiekaart van ‘De Lasten’ met steekproef 1 en 2 (2 opnamen/ha) in 2002 (legenda bijlage 2).

Plaat 3. Soortenrijkdom

Linksboven: aantal plantensoorten per opname van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Linksmidden: veranderingen in aantal plantensoorten per opname van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Linksonder: aantal plantensoorten per opname van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 en 2 (set1 en2) in 2002.

Rechtsboven: aantal plantensoorten per opname van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Rechtsmidden: veranderingen in aantal plantensoorten per opname van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Rechtsonder: aantal plantensoorten per opname van ‘De Lasten’ met steekproef 1 en 2 (set1 en2) in 2002.

Plaat 4. Voedselrijkdom

Linksboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Linksmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 2002.

Linksboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Rechtsboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Rechtsmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 2002.

Rechtsboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor voedselrijkdom van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Plaat 5. Vocht

Linksboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Linksmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) in 2002.

Linksboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van ‘Het Landje van Juffrouw Alie’ met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Rechtsboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 1998.

Rechtsmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van ‘De Lasten’ met steekproef 1 (set1) in 2002.

Rechtsboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor vocht van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Plaat 6. Zuurgraad

Linksboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) in 1998.

Linksmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) in 2002.

Linksboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Rechtsboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) in 1998.

Rechtsmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) in 2002.

Rechtsboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zuurgraad van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Plaat 7. Zout

Linksboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) in 1998.

Linksmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) in 2002.

Linksboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'Het Landje van Juffrouw Alie' met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Rechtsboven: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) in 1998.

Rechtsmidden: gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) in 2002.

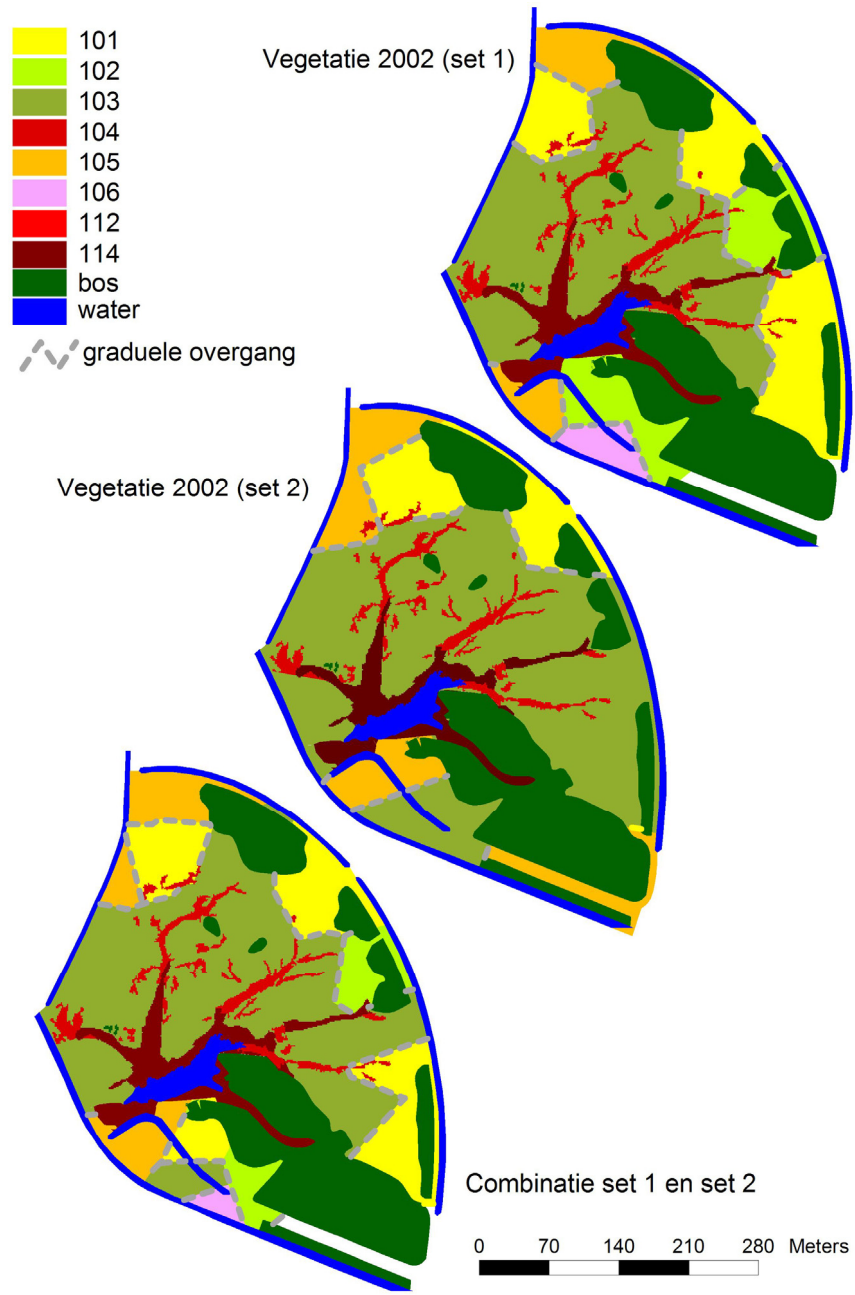
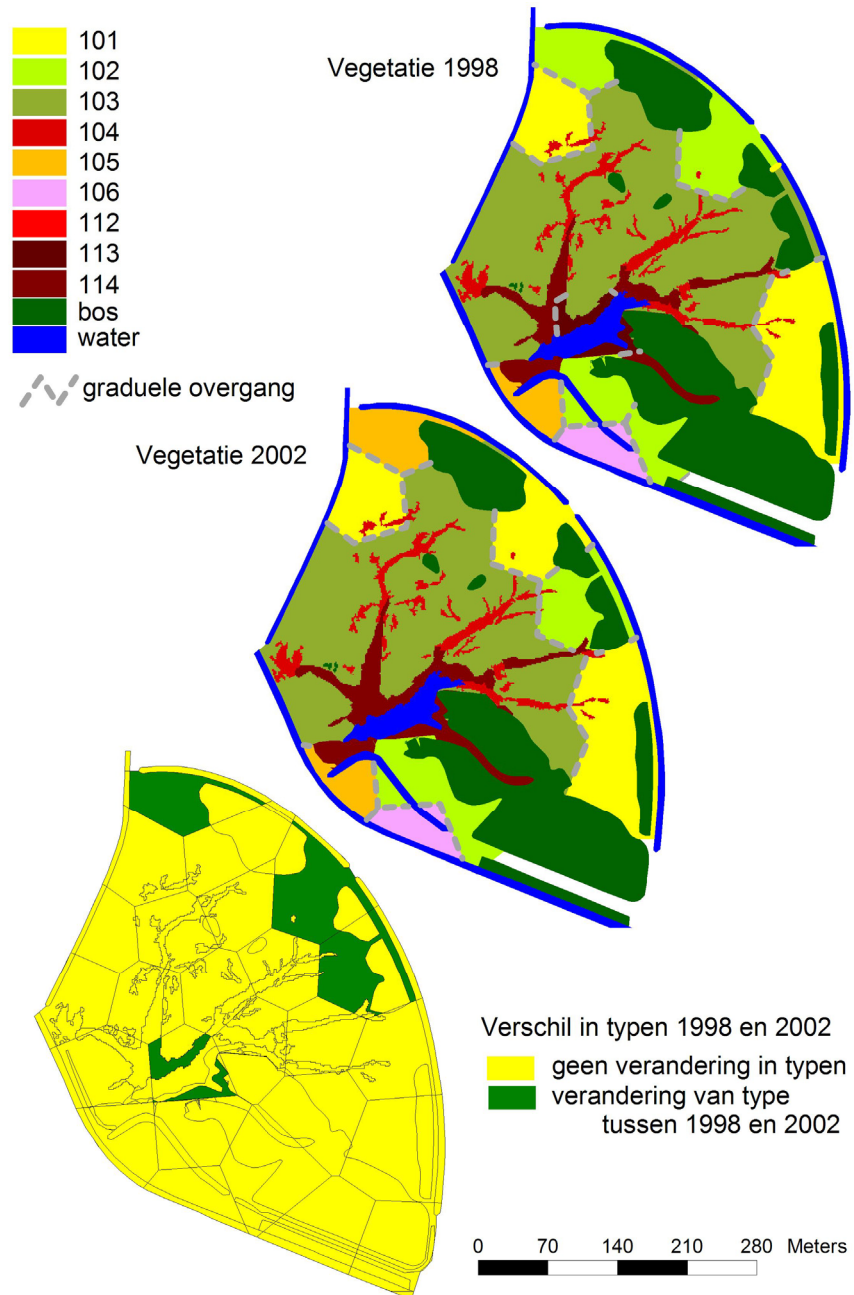
Rechtsboven: verandering in gemiddelde Ellenberg-waarde per opname voor zout van 'De Lasten' met steekproef 1 (set1) tussen 1998 en 2002.

Plaat 8. Monitoring verspreiding soorten

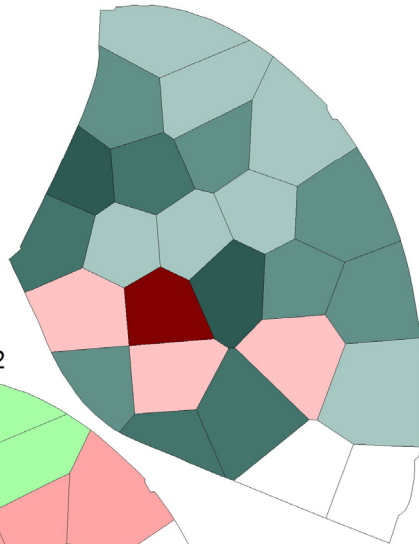
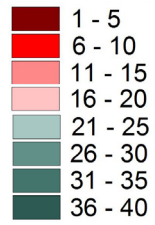
Dactylorhiza incarnata

Agrostis stolonifera

Parnassia palustris

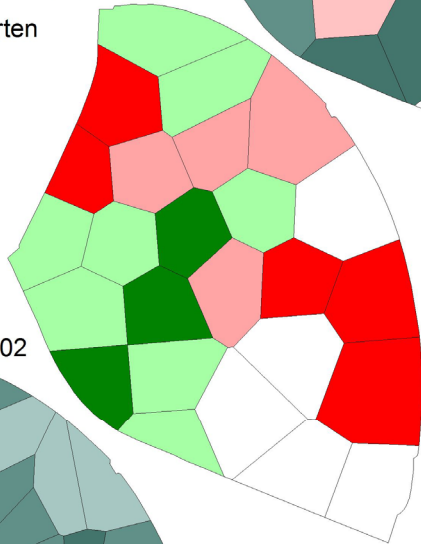


Soortenrijkdom in 1998
totaal aantal soorten in een opname

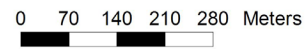
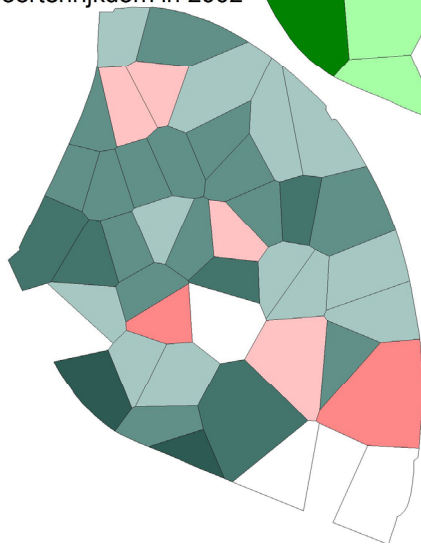


Vershil aantal soorten 1998 en 2002

toename aantal soorten



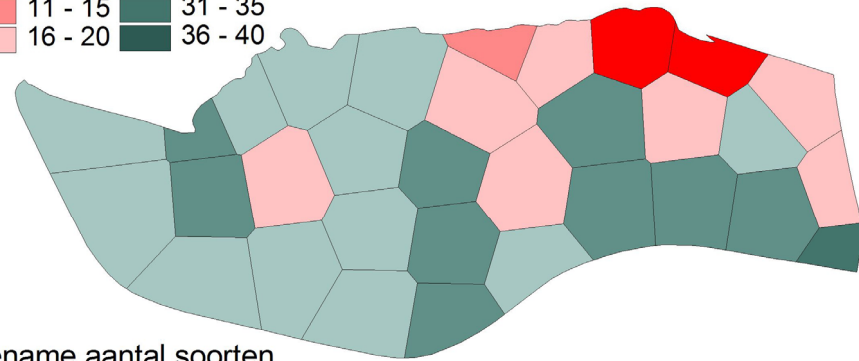
Soortenrijkdom in 2002



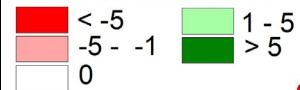
totaal aantal soorten in een opname



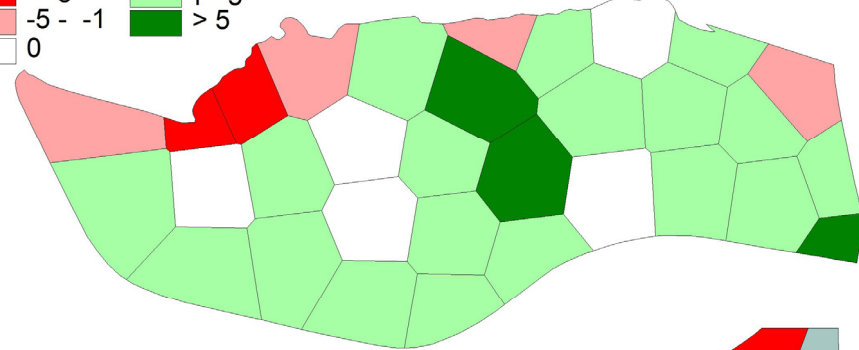
Soortenrijkdom in 1998



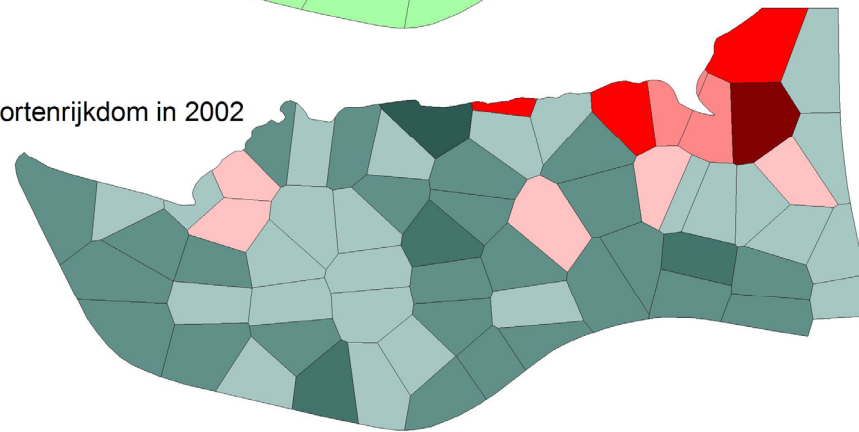
toename aantal soorten

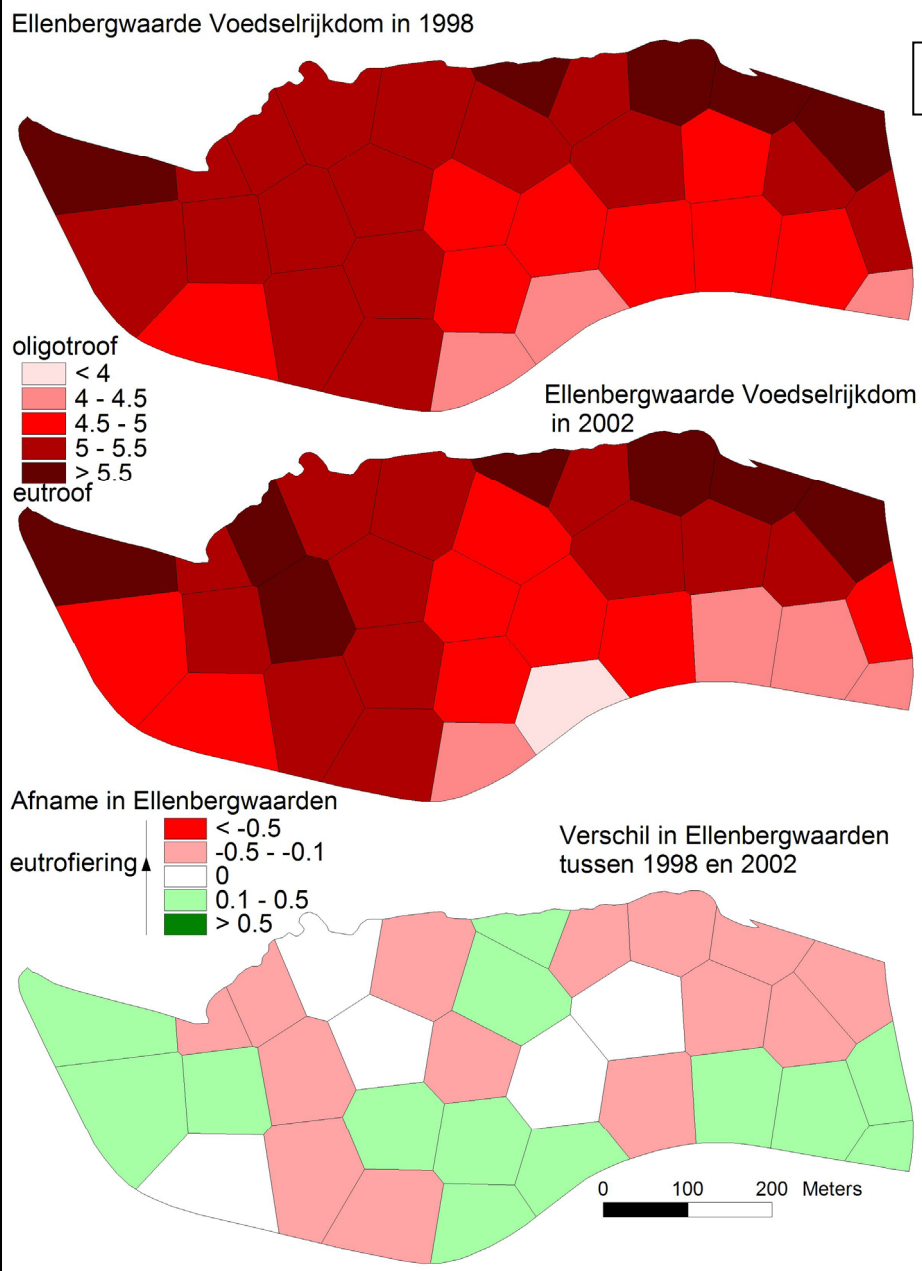
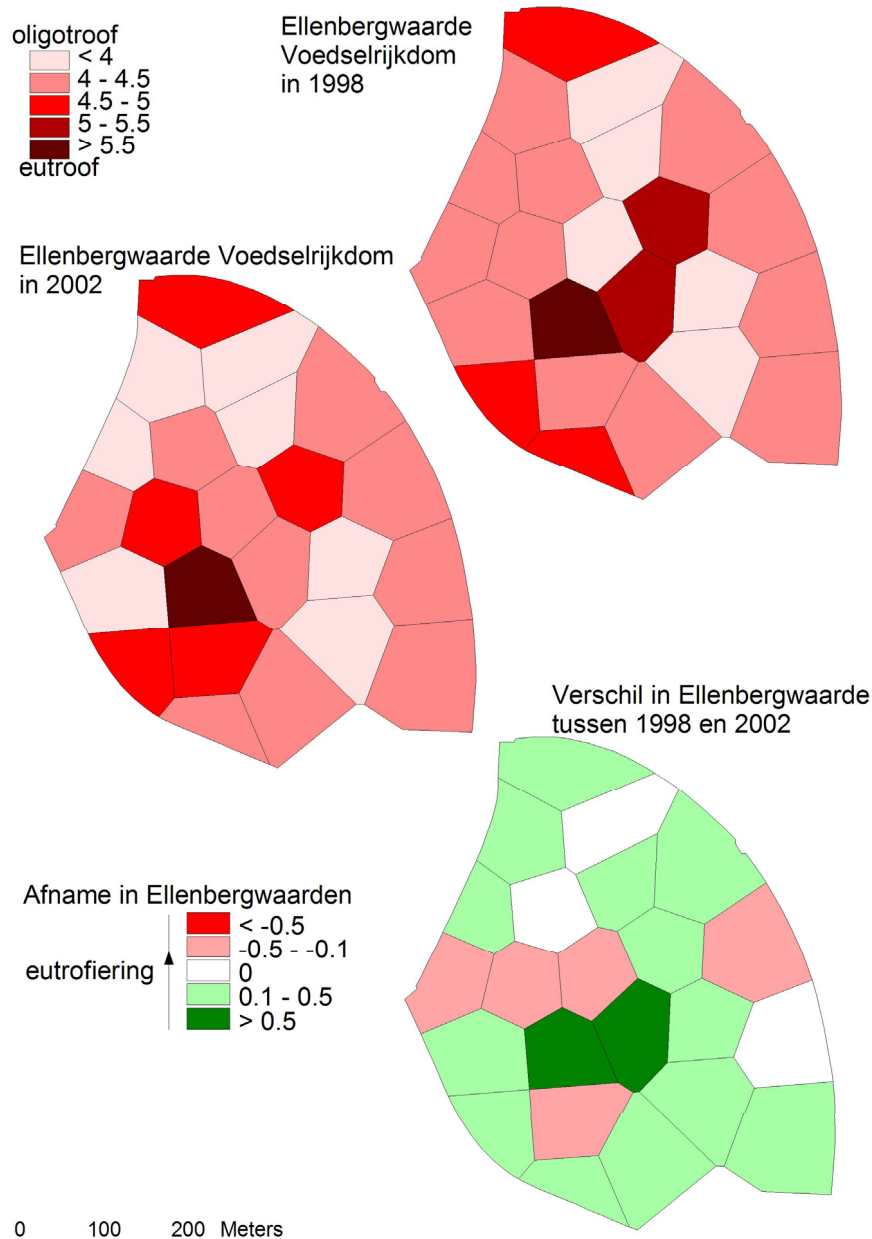


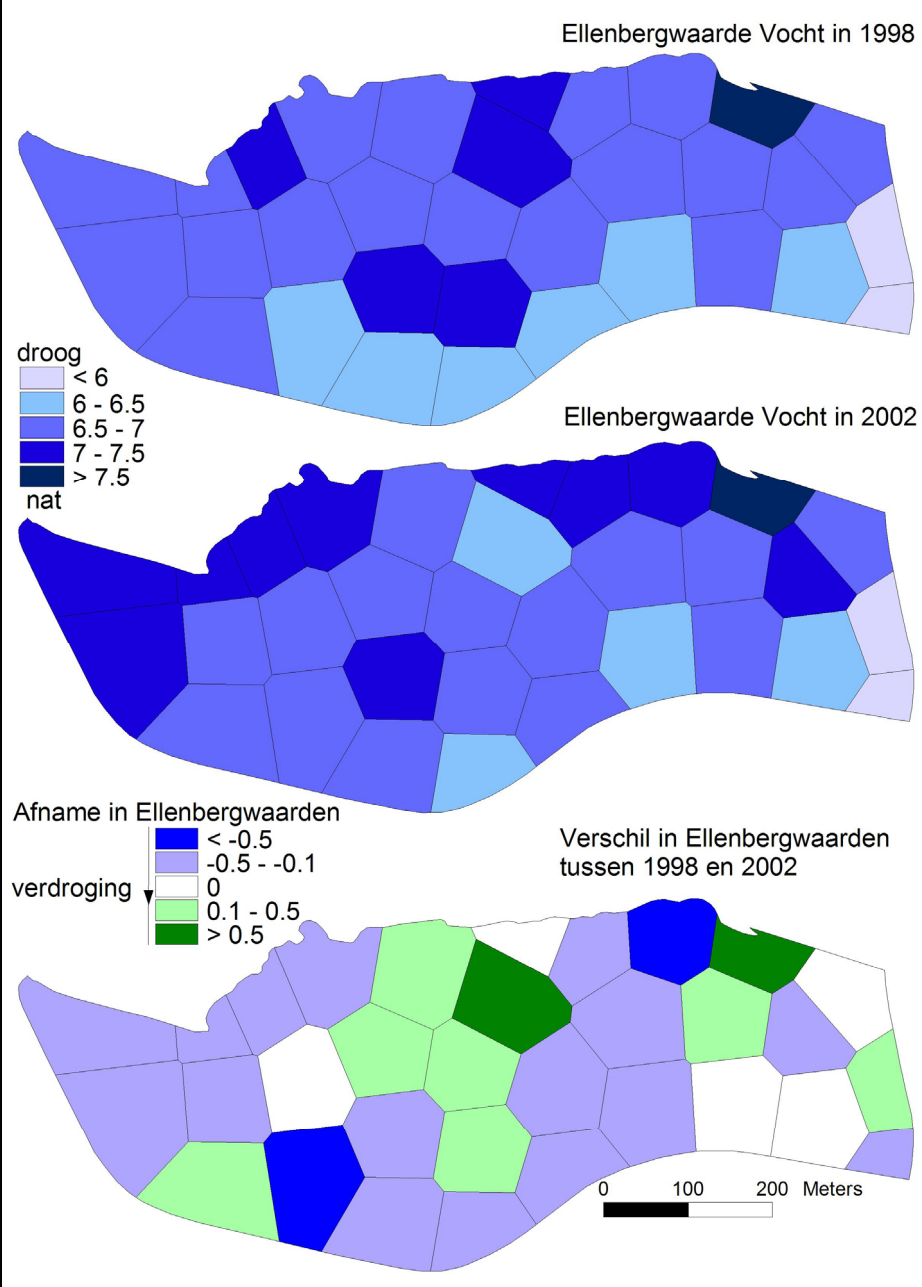
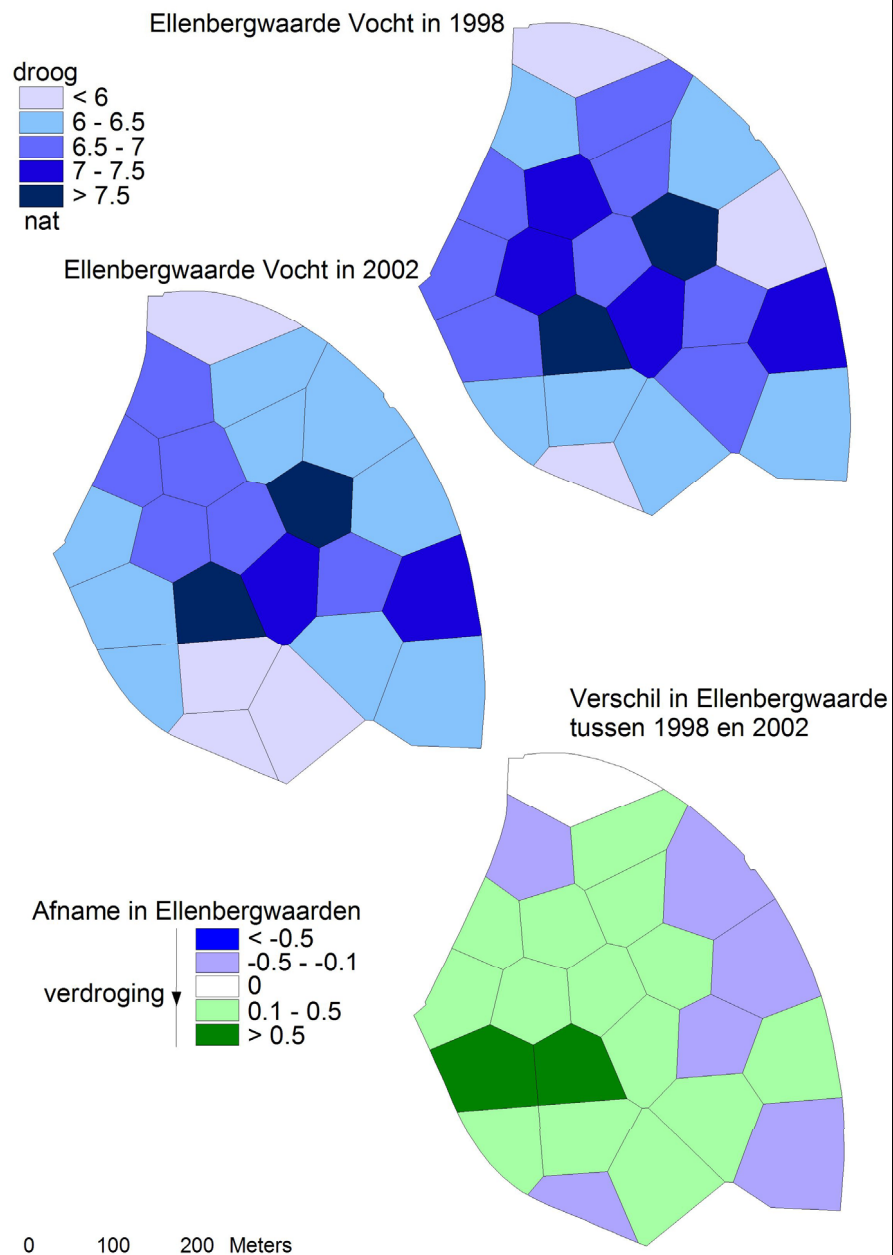
Vershil aantal soorten 1998 en 2002

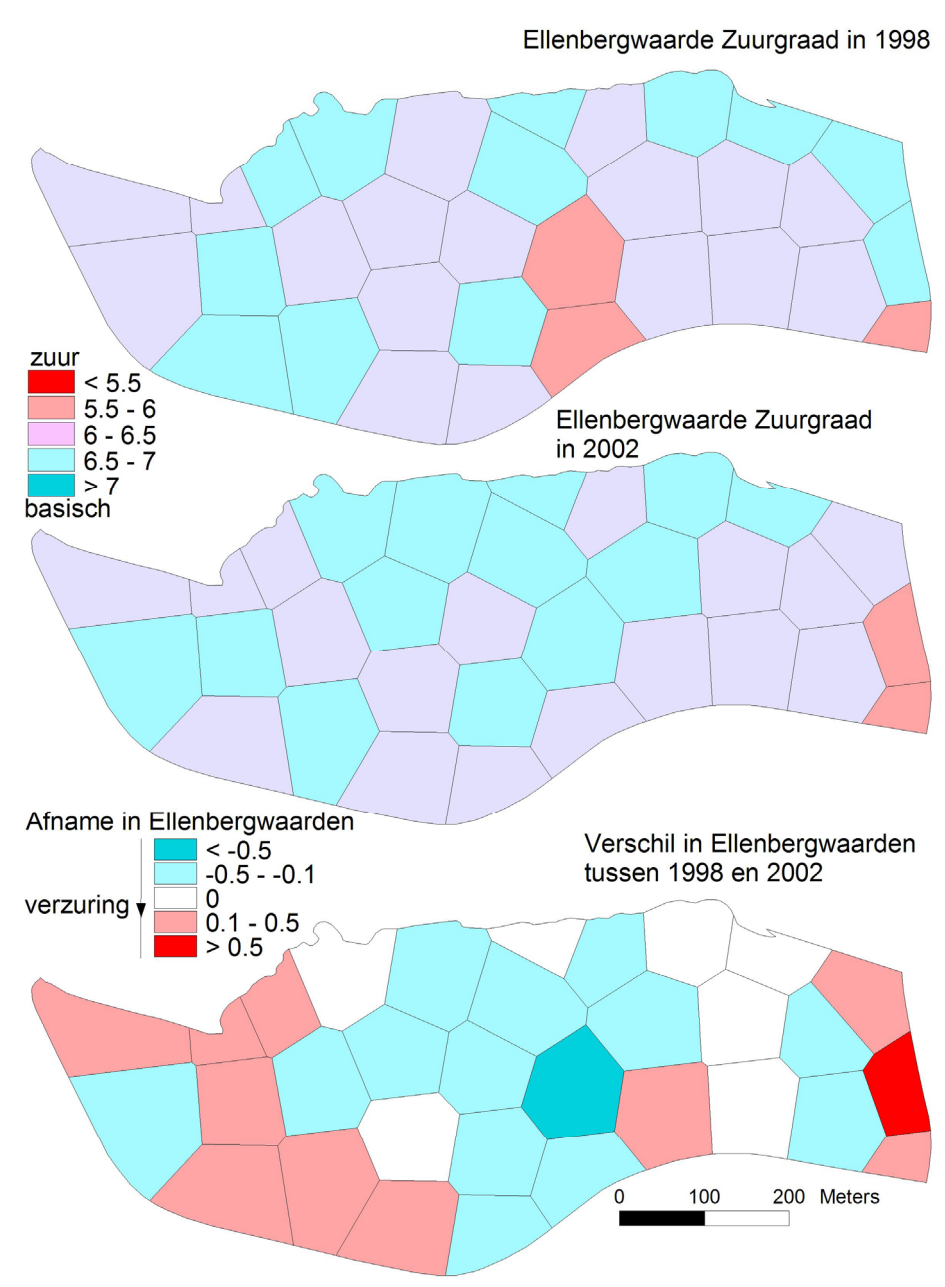
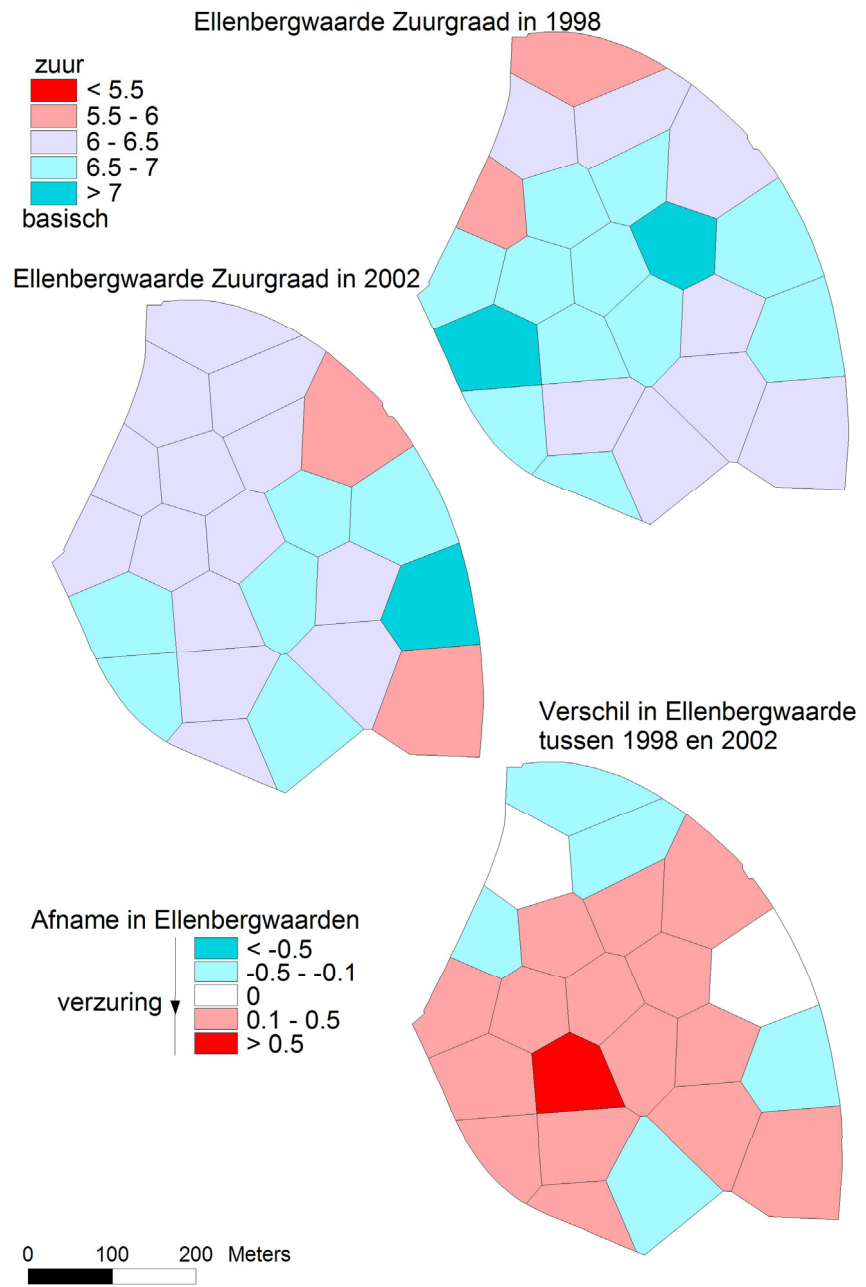


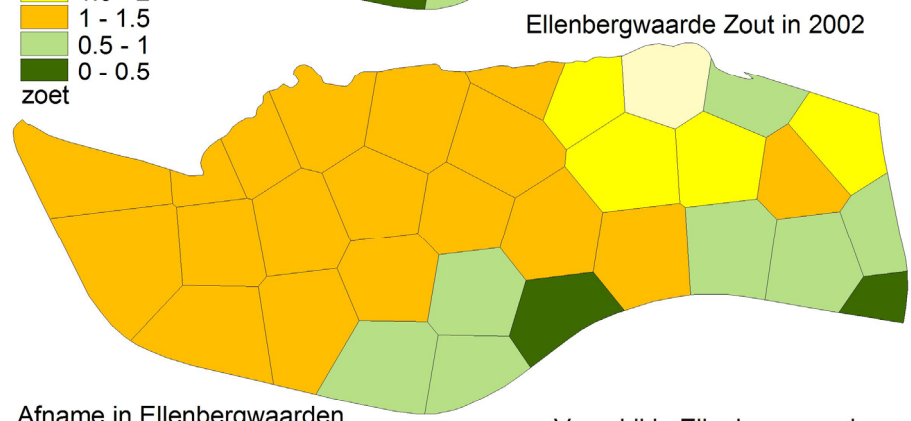
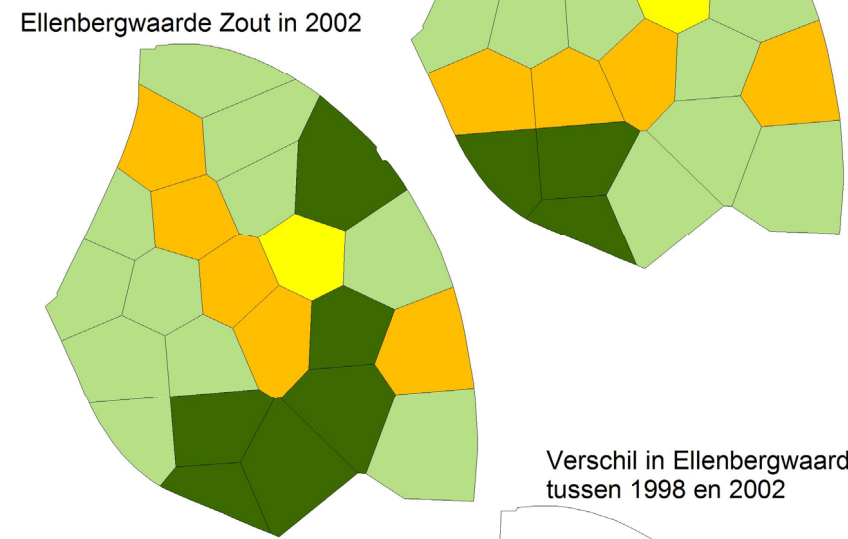
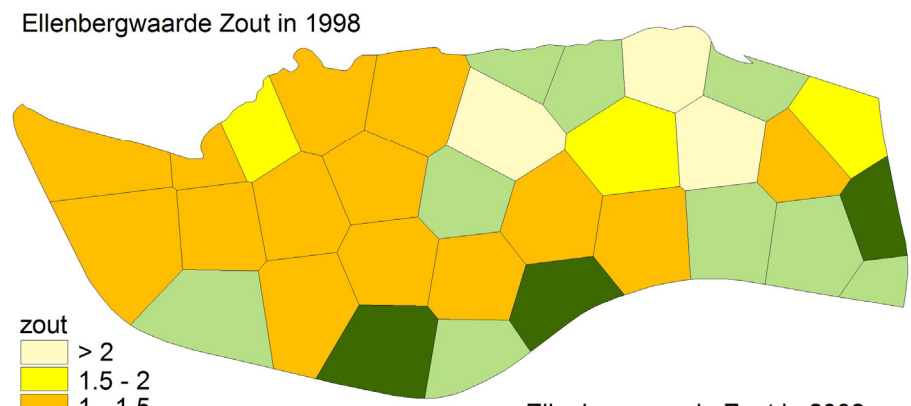
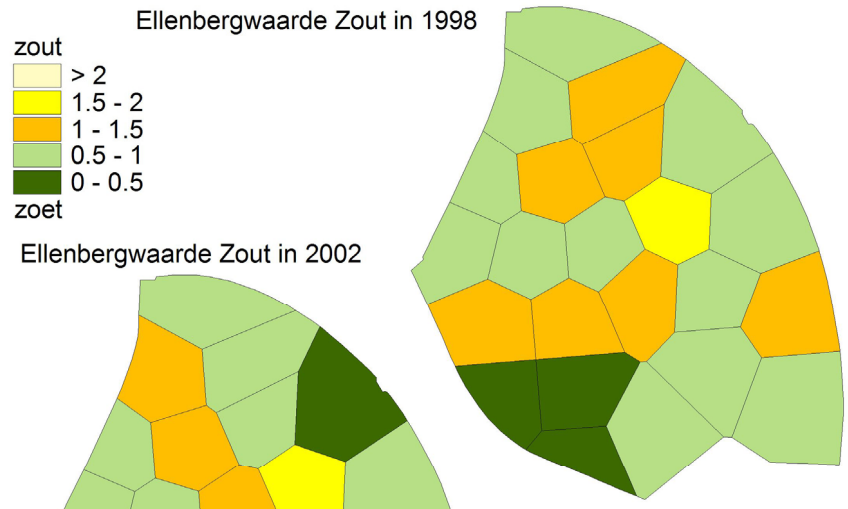
Soortenrijkdom in 2002





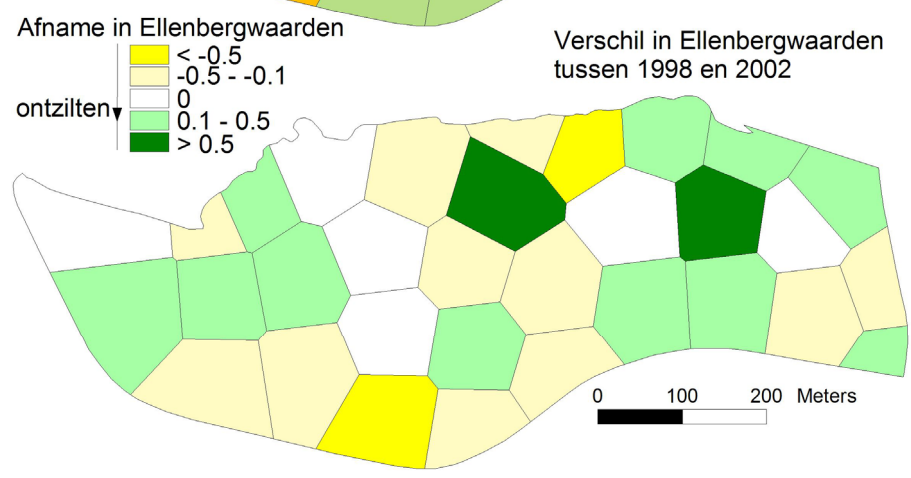
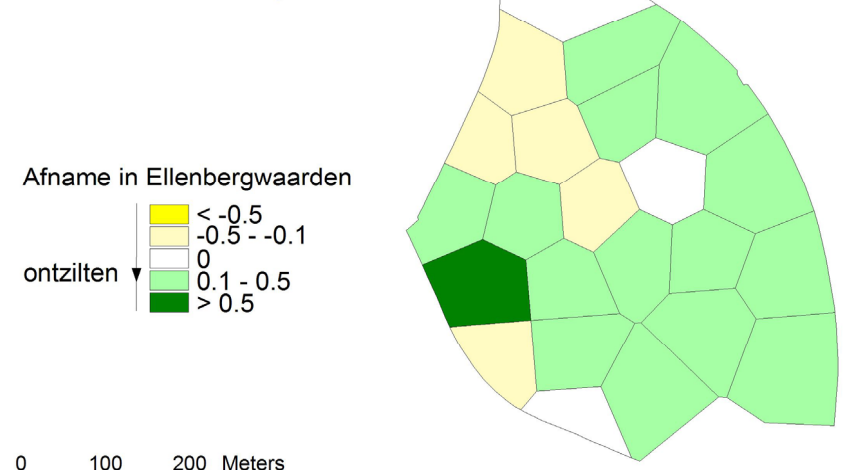






Vershil in Ellenbergwaarden tussen 1998 en 2002

Vershil in Ellenbergwaarden tussen 1998 en 2002



0 100 200 Meters

0 100 200 Meters

